

De Residuo a Recurso:

Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización

Editores:

M^a Pilar Bernal Calderón
José Antonio Pascual Valero
Margarita Ros Muñoz
Rafael Clemente Carrillo



**De Residuo a Recurso:
Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización**

De Residuo a Recurso: Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización

Editores:
M^a Pilar Bernal
Jose A. Pascual
Margarita Ros
Rafael Clemente

Edita: Red Española de Compostaje



M.P. Bernal, J.A. Pascual, M. Ros, R. Clemente (eds.)
De Residuo a Recurso: Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización.
Red Española de Compostaje. 2014. 376 p.

No se permite la reproducción total o parcial de este libro, ni el almacenamiento en un sistema informático, ni la transmisión de cualquier forma o cualquier medio, electrónico, mecánico, fotocopia registro u otros medios sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright.

© 2014. Los autores

© 2014. Red Española de Compostaje

ISBN: 978-84-617-2429-1

Depósito Legal: AL 1189-2014

Diseño portada: Tania Pardo

Fotocomposición e impresión: COMPOBELL, S.L.

Impreso en España – Printed in Spain

ÍNDICE

PRÓLOGO	13
Tratamientos innovadores de estiércoles en USA. Estado del arte. <i>M.B. Vanotti</i>	15
Estudio del efecto del complejo bacteriano C-210 en el compostaje de estiércol de oveja y alperujo. <i>X. Roulleau, F. Montero</i>	28
SECCIÓN 1: Residuos orgánicos. Tipologías, cuantificación y problemas medioambientales	33
Meta-análisis sobre las emisiones asociadas a diferentes estrategias de manejo de residuos orgánicos. <i>G. Pardo, R. Moral, E. Aguilera, A. del Prado</i>	35
Comparación del compostaje a pequeña y gran escala: estudio del proceso y del compost obtenido. <i>F. Storino, J. Arizmendiarieta, E. Ganuza, J. Muro, P.M. Aparicio-Tejo, I. Irigoyen</i> ..	40
Degradación de fármacos antihipertensivos mediante el compostaje de residuo del arroz y lodo de depuradora. <i>R. Boluda, J. Sancenón, M. Gamón, S. Mormeneo, M. Iranzo, J. Zueco, L. Marimón, J.E. Sanchis, M. Soriano</i>	45
Análisis térmico y espectroscópico de lodos de depuradora. Tratamiento quimiométrico de datos. <i>J. Martín-Mata, A.L. Torres-Climent, F.C. Marhuenda-Egea, E. Martínez-Sabater, R. Moral, C. Paredes</i>	50
Estudio de las comunidades microbianas mediante pirosecuenciación de los genes 16s y 18s ARN de un suelo enmendado con lodo convencional y ATAD. <i>E. Lloret, J.A. Pascual, E.L. Brodie, N.J. Bouskill, M. Goberna</i>	54
Herramienta de evaluación de sistemas de gestión de estiércoles: proyecto Life+MANEV. <i>M.T. Fernández, E. Herrero Mallén, B. Bescós Roy, M. López de Torres</i>	59
Un año de transformación de FORM en compost y huevos con el avicompo comunitario de Noain (Navarra). <i>F. Storino, E. Azcona, J. Muro, D. Morales, M. Baztán, J. Goikoetxea, P. Ramón, I. Irigoyen</i>	64
Emisión de gases y olores en el compostaje de restos de poda. <i>R. López Núñez, A. Cheimonopoulos, E. Madejón Rodríguez, I. Giraldez Díaz, M. Ruiz Montoya, M.J. Díaz Blanco</i>	67
Características de los residuos vitivinícolas generados en la D.O. de Bullas: viabilidad de su gestión mediante compostaje. <i>M.A. Bustamante, J.A. Pascual, C. Sánchez, A. Marín-Martínez, C. Paredes, F. Carreño, R. Moral</i>	71
Uso de la minería de datos como herramienta en la predicción la calidad agronómica y el riesgo metálico de un compost de lodo EDAR. <i>D. Pérez Alonso, S. Peña, C. Rad, M. Navarro, F.J. Pastor, J.J. Rodríguez, C. García-Osorio</i>	76
SECCIÓN 2: Procesos de biotransformación de la materia orgánica	81
Efecto de la maduración sobre la calidad química, bioquímica y microbiológica de vermicomposts de residuos agroindustriales. <i>E. Romero Taboada, J.M. Castillo Díaz, R. Nogales Vargas-Machuca</i>	83

Eficiencia en el proceso de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM): estudio del caso ECOPARC 2 de Montcada Ireixach, Barcelona. <i>M. Mena, A. Bonmatí, M. Pujolà, J. Tarraga, J. Comas</i>	87
Modelización de la digestión anaerobia mediante estequiometría variable y control termodinámico. Aplicación al ácido valérico. <i>S. Fluvà, A. Moreno, V. Pastor, X. Flotats</i>	91
Efectos del sistema de aireación y cubierta en el compostaje de la FORM. <i>M. López, M. Padrosa, G. Sánchez, P. Calafell, S. Barrera, A. Banzo, X. Martínez-Farré</i>	95
Influencia de la proporción de residuo de algodón como agente estructurante en el compostaje de purín de cerdo. <i>A. Santos, M.A. Bustamante, R. Moral, M.P. Bernal</i>	100
Evaluación de la viabilidad de la valoración conjunta de estiércol vacuno y residuos de almazaras mediante co-digestión: potencial energético y agronómico. <i>J.A. Rubio, L. I. Romero, J.L. García-Morales</i>	105
Búsqueda de agentes de control biológico productores de sustancias de interés agrícola. <i>F. Suárez-Estrella, I.M. Belda, M.C. Vargas-García, M.J. López, M. Jurado, J.A. López, J. Moreno</i>	110
Selección de aislados microbianos por su persistencia en compostaje de residuos lignocelulolíticos. <i>J. Moreno, M.J. López, M.C. Vargas-García, F. Suárez-Estrella, J.A. López-González, M.M. Jurado</i>	115
El género <i>Penicillium</i> en el compostaje de residuos vegetales: diversidad y persistencia. <i>M.C. Vargas García, M.J. López, F. Suárez Estrella, M.M. Jurado, J.A. López González, J. Moreno</i>	119
Evaluación del proceso de compostaje de diferentes mezclas con lodo de depuradora y residuo de arroz mediante análisis fisicoquímicos, índices de humificación y técnicas espectroscópicas. <i>L. Marimón, J.E. Sanchis, M.D. Soriano, R. Boluda</i>	124
Empleo de la radiometría VNIR como herramienta de valoración del carbono húmico en extractos de compost. <i>J. Navarro Pedreño, B. Temporal Lara, I. Gómez Lucas, I. Meléndez Pastor, M.I. Mira</i>	129
Evaluación del empleo de un equipo BACTRAC® para la estimación de la estabilidad de un compost. <i>J. Navarro Pedreño, B. Temporal Lara, I. Gómez Lucas, M. I. Mira</i>	133
Compostaje de residuos hortícolas como una opción para su reciclado en Ecuador. <i>I. Gavilanes-Terán, C. Paredes, M.A. Bustamante, J. Jara-Samaniego, A. Pérez-Espinosa, M.D. Pérez-Murcia, A. Marín-Martínez, R. Moral</i>	137
Ensayo piloto de compostaje de residuos urbanos en la región del Chimborazo (Ecuador). <i>J. Jara-Samaniego, R. Moral, M.D. Pérez-Murcia, C. Paredes, M.A. Bustamante, A. Pérez-Espinosa, I. Gavilanes-Terán, A. Marín-Martínez</i>	142
Influencia del pH en el tratamiento biológico de lodos de EDAR y residuos agroindustriales. Inhibición por acumulación de ácidos grasos volátiles. <i>R. Montañés, M. Pérez, R. Solera</i>	147
Biodegradación e higienización de sarmientos de vid en biodigestor cerrado discontinuo. <i>M. Sánchez Báscones, P.M. Matei, M.T. Martín Villullas, M.A. Díez Gutiérrez, I.M. Navas Gracia</i> ..	151
Eficiencia del compostaje de sarmientos de la vid mediante pilas abiertas como método de higienización. <i>P.M. Matei, M. Sánchez Báscones, M.T. Martín Villullas, M.A. Díez Gutiérrez, J. Martín Gil</i>	156
Análisis químicos y microbiológicos de muestras de compost doméstico y comunitario. <i>M. Soto, M.A. Vázquez, R. Sen</i>	160

Ventajas del uso del biocompost de heces ovinas sobre heces crudas. <i>M.G. Aguilar, A.G. Ormeño, C.D. Barrionuevo, M. Gatti, G. Tovo, J.C. Rautenstrauch</i>	165
---	-----

SECCIÓN 3: Aprovechamiento y valorización de residuos orgánicos 169

Evaluación de un digestato agroindustrial como fuente de nutrientes en un policultivo de algas edáficas. <i>J. Miñón Martínez, L. Manuel Navas, C. Rad</i>	171
Utilización de sustratos orgánicos sostenibles ensayados en una cubierta vegetal: preliminar. <i>G. López-Rodríguez, J. Ruíz-Fernández, A. Masaguer</i>	176
Biomasa microbiana del suelo y fracciones de materia orgánica en suelos restaurados de canteras calcáreas. <i>L. Luna Ramos, I. Miralles Mellado, M.A. Domene, F. Bastida López, M.T. Hernández Fernández, C. García Izquierdo, A. Solé Benet</i>	181
Alteración de los procesos de adsorción de arsénico en suelos contaminados por la aplicación de compost. <i>E. Arco, I. Agudo, E. Smolders, R. Clemente, M.P. Bernal</i>	186
Uso combinado de enmiendas orgánicas y <i>Paulownia fortunei</i> en suelos moderadamente contaminados con elementos traza. <i>F. Cabrera, P. Madejón, J. Xiong, E. Madejón</i>	191
Obtención de proteasas a partir de residuos de pelo vacuno por fermentación en estado sólido y usos potenciales. <i>T. Gea, J. Abraham, C. Ballardo, A. Cerda, P. Jiménez, N. Yazid, A. Artola, R. Barrena, M. El-Bakry, X. Font, A. Sánchez</i>	196
Compostaje y vermicompostaje de residuos vegetales: una comparación de los productos finales. <i>L. García-España Soriano, R. Boluda Hernández, M.D. Soriano Soto</i>	201
Compost <i>versus</i> vermicompost de origen vegetal como medio de cultivo para el desarrollo de plantas aromáticas mediterráneas. <i>L. García-España Soriano, R. Boluda Hernández, M.D. Soriano Soto</i>	205
Proteasas producidas por microorganismos asociados al proceso de compostaje. <i>M^a M. Jurado, M.J. López, J.A. López-González, M.C. Vargas-García, F. Suárez-Estrella, J. Moreno</i>	209
Comparación del tratamiento biológico de lodo de depuradora: compostaje frente a digestión anaerobia. <i>M.C. Gutiérrez, A. Serrano, J.A. Siles, M.A. Martín, A.F. Chica</i>	213
Efecto fertilizante del vermicompost de estiércol de oveja suplementado con destríos de tomate obtenido mediante sistema de alimentación continua. <i>R. Nogales Vargas-Machuca, F. Calvo Rivas, E. Romero Taboada, C. Cifuentes Urien, E. Molina Alcaide, M.J. Fernández-Gómez</i>	218
Efecto diferencial del uso de residuos orgánicos frescos y compostados en un cultivo de trigo: potencial fertilizante y secuestro de carbono. <i>M.D. Pérez-Murcia, M.A. Bustamante, A. Sanz-Cobena, A. Marín-Martínez, E. Agulló, A. Pérez-Espinosa, C. Paredes, R. Moral</i>	222
Uso de la fracción sólida del purín porcino como fertilizante en la producción de cebada en secano. <i>B. Riaño, M.C. García-González</i>	227
Estudio comparativo de co-digestión anaerobia en una etapa y dos etapas de lodos de EDAR y lixiviado de pellets de remolacha. <i>R. Montañés Alonso, R. Solera del Río, M. Pérez García</i>	231
Desarrollo de semilleros forestales para especies mediterráneas en condiciones de estrés. Efecto de la sustitución de turba por compost. <i>M. Escobar, R. Moral, D. Santacreu, A. Pérez Espinosa, E. Agulló, F. García-Orenes, M.A. Bustamante, C. Paredes, M.D. Pérez Murcia</i>	234

Recuperación de la fertilidad de un suelo semiárido mediante el uso de compost de digerido: efectos sobre el suelo y sobre el cultivo de romero. <i>M.A. Bustamante, I. Nogués, A. Barra-Caracciolo, P. Grenni, R. Moral, M.P. Bernal</i>	239
Efecto de la relación C:N soluble en la codigestión anaerobia de la glicerina industrial. <i>S. Zahedi Díaz, R. Solera del Río, J.L. García Morales, D. Sales Márquez</i>	244
Inhibición de la codigestión con glicerina industrial por desajustes en la relación acidez/alcalinidad. <i>S. Zahedi Díaz, R. Solera del Río, J.L. García Morales, D. Sales Márquez</i>	247
Viabilidad de compost de alperujo en fitorremediación de suelos mineros contaminados por elementos traza: mejora de la salud del suelo. <i>T. Pardo, M.P. Bernal, R. Clemente</i>	251
Uso de enmiendas orgánicas, Paulownia y eucalipto en suelos degradados. <i>P. Madejón, F. Cabrera, J. Alaejos, M. Fernández, E. Madejón</i>	256
Valorización energética del estiércol: dos casos prácticos de plantas de digestión anaerobia con gestión centralizada. <i>E. Herrero Mallén, M.T. Fernández, B. Bescós Roy, M. López de Torres</i>	261
Efectos a largo plazo del co-compost de alperujo sobre la repelencia al agua y otras propiedades físicas y físico-químicas en suelos de olivar. <i>V. Aranda, J. Calero, I. Plaza, A. Ontiveros-Ortega, F. Comino</i>	266
Empleo de residuos de industrias forestales para la elaboración de tecnosuelos. <i>B. Omil, D. Arias, J.L. Francisco, S. Meizoso, A. Merino</i>	271
Valorización de lodos de depuradora compostados en la producción de cultivos agroenergéticos. <i>A. Plaza, J.V. Martín, R. Miralles de Imperial, J. Alonso, M.M. Delgado, M.C. Lobo</i>	276
Evaluación del compostaje de residuos de la industria agroalimentaria como sustratos orgánicos con alto valor añadido para su empleo en semillero: experiencia Life+. <i>J. Blaya, R. Macías, M. Ayuso, A.B. Morales, J. A. Pascual, M. Ros</i>	281
Estudio en ensayos plurianuales a nivel comercial del valor añadido de compost implementado con <i>Trichoderma harzianum</i> T78 para su uso tanto como enmienda orgánica como sustrato orgánico en agricultura sin suelo. <i>C. Sánchez, M.J. Inglés, M. Cánovas, J. Valero, J.A. Pascual</i>	286
Sistemas de bioremediación: una ecoinnovación para la valorización de residuos orgánicos y la sostenibilidad del medio. <i>L. Delgado-Moreno, J.M. Castillo Díaz, R. Nogales Vargas-Machuca, E. Romero Taboada</i>	290
Efecto a corto plazo sobre las propiedades del suelo tras la aplicación de un compost en un espacio natural antes de la reforestación. <i>D. Luján, A. Morugán-Coronado, F. García-Orenes, R. Moral</i>	295
Efectos de la aplicación de compost de alperujo sobre algunas actividades enzimáticas del suelo. <i>M.T. Moreno, E. Carmona, A. de Santiago, A. Delgado</i>	298
Comparación de la calidad de compost de autocompostaje doméstico y de compostaje industrial. <i>R. Barrena, X. Font, X. Gabarrell, A. Sánchez</i>	302
SECCIÓN 4: Aspectos metodológicos: procesos de transformación y valorización de los residuos orgánicos	307
Estabilización aerobia de residuos orgánicos: seguimiento e impacto oloroso. <i>M.C. Gutiérrez, A. Gil, M.A. Martín, A.F. Chica</i>	309

Test de autocalentamiento en distintos tipos de compost. <i>M. López, O. Huerta-Pujol, X. Martínez-Farré, L. Condes, J. Valero, M. Soliva</i>	313
Identificación de comunidades bacterianas mediante secuenciación masiva en mezcla de lodos de papelera y residuos vegetales biotransformada por vermicompostaje. <i>R. Nogales Vargas-Machuca, J. Solano, J.L. Ramos Martín, M.J. Fernández-Gómez</i>	318
Biodiversidad bacteriana durante el compostaje de “alperujo” mediante técnicas de secuenciación masiva. <i>G. Tortosa, A. Castellano, D. Correa-Galeote, E.J. Bedmar</i>	322
Estudio del efecto supresor de extractos de compost y vermicompost de residuos de jardinería sobre hongos fitopatógenos de tomate. <i>M.A. Gómez-Sánchez, M.R. Morales-Corts, R. Pérez-Sánchez, M.E. Trujillo, J.M. García-Sánchez, A.I. González-Hernández</i>	326
Captura de amonio procedente de estiércol mediante membranas permeables de gases. <i>M. Sánchez Báscones, M.B. Vanotti, P. Millner, A.A. Szögi</i>	331
Microorganismos del proceso de compostaje degradadores de la hemicelulosa: selección y aplicaciones. <i>M.J. López, M.M. Jurado, J.A. López-González, F. Suárez-Estrella, M.C. Vargas-García, J. Moreno</i>	336
Seguimiento y control de las emisiones de olor en procesos de compostaje a escala piloto. <i>A.F. Chica, M.C. Gutiérrez, A. Serrano, M.A. Martín</i>	341
Utilización de cubierta vegetal y vermicompost de residuos vitivinícolas para la degradación de plaguicidas en sistemas de bioremediación “BIOBED”. <i>E. Romero Taboada, R. Nogales Vargas-Machuca, L. Delgado Moreno</i>	345
Posibilidades de utilización de los téis de vermicomposts para la degradación de plaguicidas en suelos: resultados preliminares. <i>L. Delgado Moreno, C. Cifuentes Urien, R. Nogales Vargas-Machuca, E. Romero Taboada</i>	349
Ensayos previos de optimización de compostaje mediante autocalentamiento: uso de herramientas bayesianas para su modelización. <i>A. Torres-Climent, X. Barber, M.D. Pérez Murcia, J. Martín-Mata, F. Marhuenda-Egea, A. Pérez Espinosa, E. Agulló, M.A. Bustamante, R. Moral</i>	354
Composición, degradabilidad y posibilidades de compostaje de restos de poda de jardinería pública. <i>R. Clemente, F. Tovar, M.P. Bernal, R. Moral</i>	359
Evaluación del compostaje como tecnología de tratamiento de la fracción sólida de purín de cerdo a nivel de granja. <i>J.A. Sáez, R. Clemente, T. Pardo, M.P. Bernal</i>	364
Evaluación del efecto de la mezcla de subproductos de azucarera con lodos de EDAR durante el proceso de compostaje: aplicación de técnicas acopladas ATG-FTIR. <i>R. Rodríguez-Barroso, F. Oudghiri, E. Blázquez, J.L. García-Morales</i>	369

PRÓLOGO

La Red Española de Compostaje (REC) es una asociación que integra las actividades desarrolladas en relación a la gestión y valorización de los residuos orgánicos, intentando estimular tanto la actividad investigadora como la transferencia y la divulgación de los avances y estrategias realizadas. La REC aglutina a gran parte de los agentes implicados en esta labor, como son las universidades, centros de investigación y tecnológicos tanto públicos como privados, y las empresas del sector (www.recompostaje.com).

Cada dos años, la REC organiza unas jornadas en las que se ponen en común los avances por parte de los actores implicados. En esta ocasión, las IV Jornadas de la Red Española de Compostaje REC-2014. “De Residuo a Recurso: Estrategias de gestión, tratamiento y valorización en el Horizonte 2020”, tienen lugar del 12 al 14 de Noviembre de 2014 en Murcia, organizadas por el CEBAS-CSIC.

Estas jornadas suponen un punto de encuentro para el acercamiento de un modo claro y directo a los objetivos marcados dentro del Horizonte 2020, es decir, llevar una política capaz de conseguir al final del periodo el ansiado “residuo cero”. Para ello, es necesario trabajar de un modo consensuado y coordinado desde los distintos sectores implicados. En estas jornadas de la REC participan las distintas partes relacionadas con el mundo del residuo orgánico: centros públicos y privados de investigación, universidades y empresas, siendo estas últimas de vital importancia en la gestión integral de residuos para llegar al residuo cero, y a las que se hace necesario transferir los conocimientos generados en el ámbito científico-académico.

Las jornadas cuentan con más de 70 participantes, cuyas contribuciones científicas se recogen en este libro, estructuradas en 4 secciones relacionadas con las áreas de estudio de mayor relevancia en la actualidad: Residuos orgánicos. Tipologías, cuantificación, problemas medioambientales (S1); Procesos de biotransformación de la materia orgánica (S2); Aprovechamiento y valorización de residuos orgánicos (S3); y Aspectos metodológicos: procesos de transformación y valorización de los residuos orgánicos (S4).

De especial relevancia y novedad es la contribución del Dr. Matias Vanotti, (USDA-ARS, South Carolina, EEUU), un especialista mundialmente reconocido en el ámbito del tratamiento de los residuos animales, y asesor del gobierno estadounidense. Su conferencia inaugural sobre “Tratamientos innovadores de estiércoles en EEUU. Estado del arte”, supone una pieza clave para impulsar la difusión internacional de las jornadas. Este esfuerzo de internacionalización ha permitido contar con investigadores extranjeros, principalmente de Latinoamérica, que aportan ese enfoque de colaboración supra fronterizo en la solución de problemas medioambientales.

Contamos con el auspicio y colaboración de empresas, como Nugest que nos presenta su investigación sobre el manejo de las poblaciones bacterianas para una óptima conservación y valorización de residuos; así como con la colaboración de la Revista Retema, que se ha convertido en el eje principal de la difusión de las jornadas, mediante la publicación de un artículo sobre el congreso, las ponencias más relevantes, así como de las conclusiones finales que se obtengan de las mismas.

Por último, los editores quieren dar las gracias a todos los autores por sus excelentes contribuciones así como a los revisores y los miembros del Comité Científico, que han asegurado la alta calidad de este libro.

Los Editores

INNOVATIVE MANURE TREATMENTS IN USA – STATE OF THE ART (TRATAMIENTOS INNOVADORES DE ESTIERCOLES EN USA – ESTADO DEL ARTE)

M.B. Vanotti

*U.S. Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service, Coastal Plains Soil Water and Plant Research Center, 2611 W. Lucas St., Florence, SC, 29501 USA
E-mail: matias.vanotti@ars.usda.gov*

Resumen: En la actualidad el impacto potencial de los residuos ganaderos en el medio ambiente representa uno de los desafíos más grandes de la agricultura. Las tecnologías de tratamiento pueden tener un importante papel en el manejo de los residuos ganaderos dando más flexibilidad a los programas de aplicación al suelo, especialmente cuando no hay suelo agrícola suficiente, y también resolviendo problemas específicos de los purines, tales como los olores, los patógenos, la contaminación de las aguas, las emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero, y el exceso de fósforo y metales pesados en el suelo. Debido a una importación neta de nutrientes (nitrógeno y fósforo), muchas áreas que concentran la producción intensiva de animales están generando más nutrientes que la capacidad que tienen los suelos para asimilarlos por sus cultivos. Este trabajo trata sobre el desarrollo de nuevas tecnologías de tratamiento de los estiércoles que podrían ser parte de las soluciones en el futuro. Los ejemplos muestran un cambio en los métodos usados, donde hasta hace poco se usaban los métodos para depurar residuos municipales, ahora surgen métodos adaptados a las características de los residuos ganaderos y a un propósito de tratamiento también distinto. Recientemente desarrollamos un sistema de tratamiento de purines de tercera generación para avanzar sobre el recorte de los costos y una nueva optimización de la separación de sólidos. El sistema denominado “Tecnología Medioambiental Superior”, superó los cinco estándares medioambientales requeridos: la reducción de olores, desinfección, emisiones de amoníaco, el fósforo y los metales pesados. Se produjeron materiales compost clase A mezclando los sólidos separados de los purines con los desechos del algodón; estos materiales fueron usados comercialmente para fabricar fertilizantes orgánicos y enmiendas del suelo. La recuperación de nutrientes en formas concentradas para su reutilización es un nuevo paradigma en el manejo de los residuos ganaderos y también municipales. Un proceso que llamamos “lavado rápido” (quick-wash) recupera en forma selectiva el fósforo de los residuos sólidos de las aves y de los fangos sólidos municipales y concentra al fósforo en productos con 90 % de fósforo disponible para las plantas. Estamos también desarrollando nuevos métodos para recuperar el amonio de los purines líquidos así como también el amoníaco en el aire de los establos. Estos métodos usan módulos de membranas especiales que son permeables a los gases y operados a baja presión. Pudimos recuperar y concentrar el 99 % del amoníaco volatilizado lo que crea un producto con valor y un ambiente más limpio en las instalaciones pecuarias.

Palabras clave: tratamiento de estiércoles, amonio, fósforo, recuperación de nutrientes, tecnologías limpias.

Abstract: Currently the potential impact of manure on the environment represents one of the world agriculture's major challenges. Treatment technologies can play an important role in the management of livestock manure by providing a more flexible approach to land application and acreage limitations and by solving specific problems such as odors, pathogens, water pollution, ammonia emissions, greenhouse gas emissions, and phosphorus and heavy metal contamination of soils. Many areas of intensive livestock production generated more manure nutrients than available cropland can assimilate due to a net import of nutrients. This paper addresses development of manure treatment technologies that could be part of the basis for such solutions. The examples show a shift from municipal treatment methods in the near past to a new body of knowledge with methods adapted to the specific characteristics of these wastes and a different purpose for treatment. A third generation environmentally superior technology was developed to further reduce cost of manure treatment through optimization of polymer application; the system met all the environmental standards required for odors, pathogens, ammonia, nutrients and heavy metals. Class A compost after mixing manure and cotton wastes were used for manufacture of organic fertilizers and soil amendments. The recovery of nutrients from wastes for re-use as concentrated plant fertilizers is a new paradigm in manure management. A quick wash process

selectively recovered concentrated phosphorus from solid manure and biosolids with 90 percent plant available P. New methods are being developed for recovering the ammonia in liquid manures and poultry houses; they use gas-permeable membranes at low pressure and can recover and concentrate most (99 %) of the ammonia in the manure and contribute to cleaner air in livestock facilities.

Keywords: manure treatment, ammonia, phosphorus, nutrient recovery, clean technology.

1. INTRODUCTION

Nutrient pollution is one of America's most widespread, costly and challenging environmental problems (EPA, 2014a). It is caused by too much nitrogen and phosphorus in the environment. Nutrient pollution has diverse and far-reaching effects on the U.S. economy, impacting many sectors that depend on clean water. The U.S. tourism industry loses \$1 billion each year, mostly from losses in fishing and recreational activities because of nutrient-polluted water bodies. As result of phosphorus pollution, algal blooms in drinking water sources can drastically increase treatment costs and shortages in water supplies (EPA, 2014a).

The agricultural sector remains the major source of NH_3 emissions in both Europe and USA. In Europe, agriculture was responsible for 96 % of total ammonia emissions in 1990 and 96 % in 2011 (EEA, 2014). In the United States, the largest source of NH_3 emissions is also livestock agriculture; NH_3 emissions from animal husbandry operations (dairy, beef, poultry and swine) were estimated at 2.4 million tons/year in 2010 and 2.5 million tons/year in 2015 (EPA, 2014b). Therefore, significant efforts are required in both Europe and USA to abate NH_3 emissions from livestock operations. In this context, new technologies to recover the NH_3 are needed.

When properly managed, manure can be used as a nutrient source for crops and to improve soil properties through accretion of soil organic matter. On the other hand, improperly managed manure can pose a threat to soil, water and air quality, and to human and animal health. Treatment technologies can play an important role in the management of livestock manure by providing a more flexible approach to land application and acreage limitations and by solving specific problems such as odors, pathogens, water pollution, ammonia emissions, greenhouse gas emissions, and phosphorus and heavy metal contamination of soils. Treatment can be enhanced with the use of biological, chemical, and physical methodologies, especially in combination as part of holistic systems that 1) are integrated with the needs of the land and other agri-food activities, and 2) maximize the value of manure through energy production, nutrient concentration and recycling, GHG reductions and environmental credits, and other beneficial by-products. The challenge for many countries is how to implement such technologies both on a wider scale and economically (Vanotti et al., 2009a).

Currently the potential impact of manure on the environment represents one of the world agriculture's major challenges. Once dominated by many small operations as part of traditional crop-livestock farms, livestock production has become highly concentrated in large operations. This development has separated animal production from crop production. Thus, the amount of manure produced often exceeds local demand for use as fertilizer. In the U.S., the structure of animal agriculture has changed significantly over the last two decades. Animal feeding operations are developed with larger number of animals concentrated in fewer farms. Confined swine are generally concentrated in the Midwest and North Carolina. More than 50 % of the total value of U.S. sales of hogs and pigs comes from three states: Iowa, North Carolina and Minnesota (USDA, 2007).

Over 1,100 million tons of livestock manure are generated in the U.S. annually containing 12,900 million pounds of nitrogen (5.85 million tons) and 3,800 million pounds of phos-

phorus (1.7 million tons). About half of this is produced by livestock held in confinement. Consolidation of operations resulted in an increased volume of manure being produced on farms with less cropland per animal for utilization of the manure as plant fertilizer (USDA, 2011). Many areas produced more manure nutrients than available cropland can assimilate due to a net import of nutrients as feed (USDA, 2001). For example, Figure 1 shows the excess phosphorus available from animal manure (includes hogs, cows, chickens and turkeys) to meet or exceed plant uptake and removal assuming no export from farms. Fertilizer prices have escalated in recent years (Figure 2), thus there is renewed interest on developing technologies to recover and recycle manure nutrients from wastes.

Site-specific, Comprehensive Nutrient Management Plans (CNMP) have been developed for animal feeding operations (AFO) to minimize potential water pollutants from confinement facilities and land application of manure and organic by-products (USDA-NRCS, 2008). Using environmentally safe alternatives to land application of manure can be an integral part of the overall CNMP. These alternative uses are needed in areas where nutrient supply exceeds the nutrient requirements of crops, and/or where land application would cause significant environmental risk. More efficient and cost-effective methods are needed for manure handling, treatment, and storage. Areas in need of targeting have been identified (USDA-NRCS, 2008):

- (1) Improved systems for solids removal from liquid manure;
- (2) Improved manure handling, storage, and treatment methods to reduce ammonia volatilization;
- (3) Treatment systems that transform and/or capture nutrients, trace elements, and pharmaceutically active compounds from manure;
- (4) Improved composting and other manure stabilization techniques; and
- (5) Treatment systems to remediate or replace anaerobic lagoons.

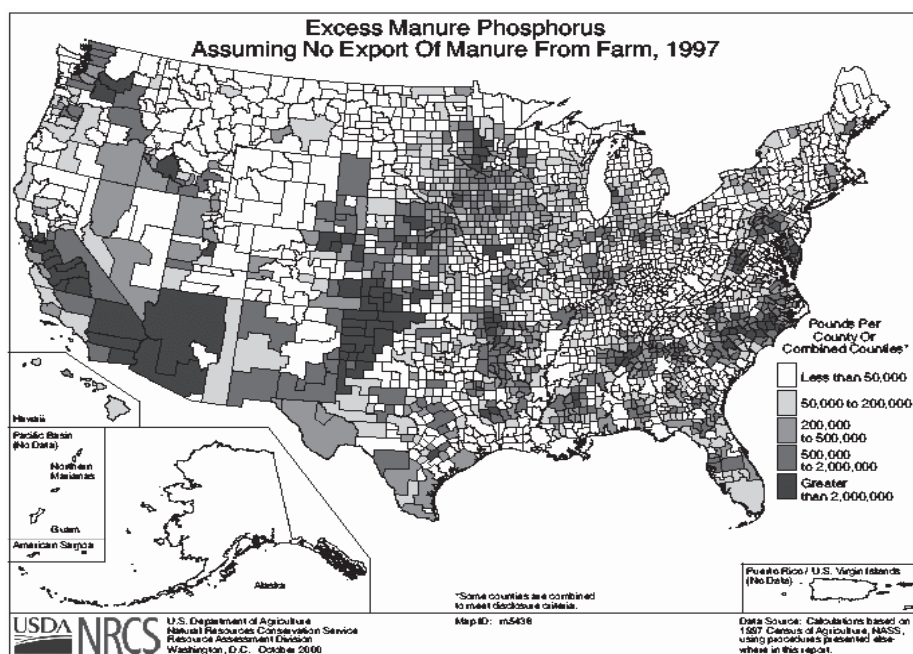


Figure 1. Excess manure phosphorus from confined livestock production (USDA, 2001).

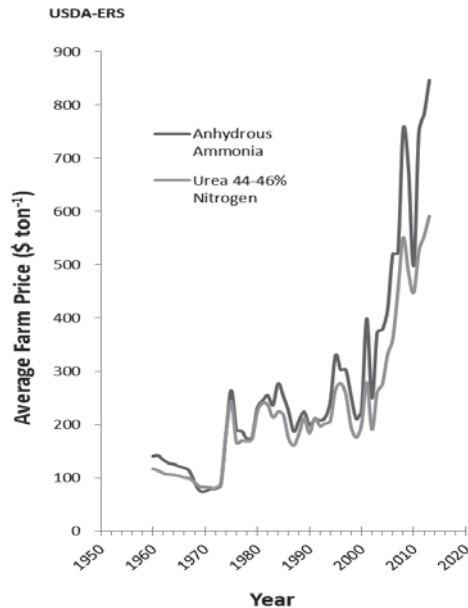


Figure 2. Fertilizer prices have escalated in recent years (USDA-ERS, 2014) creating new incentives to develop technology for recovery of nutrients from wastes.

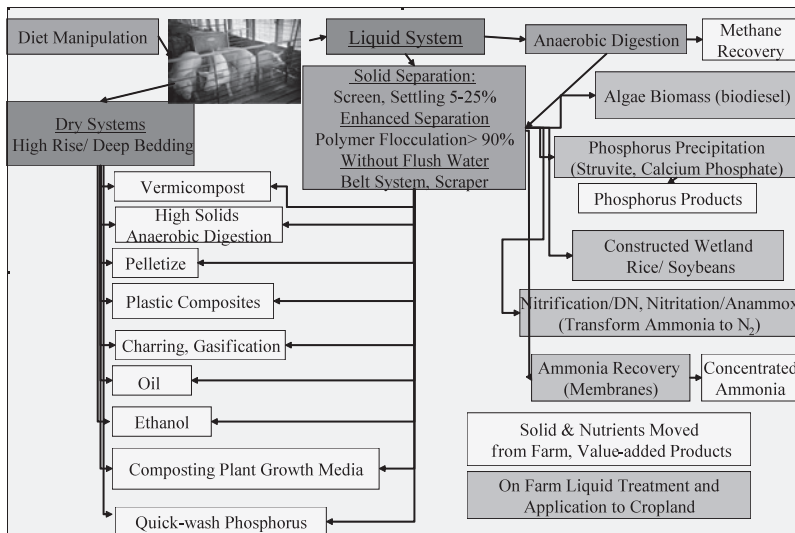


Figure 3. Alternative technologies for manure management.

Advanced treatment technologies are being developed to address manure problems in confined swine production (Figure 3). While some are in the research stage, many are now in the commercialization stage after years of extensive on-farm testing. The examples show a shift from municipal treatment methods in the near past to a new body of knowledge with methods adapted to the specific characteristics of these wastes and a different purpose for

treatment. Further, for the first time we are seeing technologies developed for agricultural waste crossing the discipline boundaries and being adopted by the municipal wastewater treatment industry. The flow diagram in Figure 3 illustrates three main alternative approaches to manure management.

The first approach is to develop dry systems such as the deep bedding where fresh manure is mixed with a bulking agent or use inclined belts under the slatted floor to separate urine and solids so that all or part of the manure leaving a building is directly handled as a solid.

The second approach is to improve or retrofit existing liquid systems so that volatile solids and organic nutrients are separated from the fresh manure and transported and/or treated with a variety of technologies to generate value-added products. Solid-liquid separation of the raw manure increases the capacity of decision making and opportunities for treatment. The separation up-front allows recovery of the organic compounds, which can be used for the manufacture of compost materials and other value-added products or energy production. These products include stabilized peat substitutes, humus, bio-chars, bio-oils, organic fertilizers, soil amendments, energy, and quick-wash phosphorus. The remaining liquid needs to be treated on the farm. A variety of biological, physical or chemical processes can be used to achieve specific nutrient management goals and environmental standards.

A third approach is to use anaerobic digesters (AD) to recover methane and energy from the carbon in the liquid manure (EPA, 2012). The biogas recovery systems collect methane from the manure and burn it to generate electricity or heat. Production of biogas from manure using anaerobic digesters is projected to be important worldwide. However, in areas of intensive livestock production, new technologies need to be developed in conjunction with AD to address surplus nitrogen and nitrogen removal and/or recovery of concentrated phosphorus from AD effluents in a form that can be removed from the watershed.

In addition to nutrients (e.g., nitrogen and phosphorus), manure and wastewater from animal feeding operations have the potential to contribute other pollutants such as organic matter, sediments, pathogens, heavy metals, and ammonia to the environment. The remainder of this paper will address development of manure treatment technologies that could be part of the basis for such solutions.

2. DEVELOPMENT OF ENVIRONMENTALLY SUPERIOR TECHNOLOGY

Anaerobic lagoons are widely used to treat and store liquid manure from confined swine production facilities. Lagoon use and scale of production have a strong positive association: 41 percent of operations in the U.S. with at least 1,000 head used a lagoon, compared with only 22 percent of small scale operations (USDA, 2011). Environmental and health concerns with the lagoon technology include emissions of ammonia, odors, pathogens, and water quality deterioration (Vanotti and Szogi, 2008). Thus, there is a major interest in developing alternative swine manure treatment systems that can also address these environmental and health problems. In the U.S., North Carolina represents a state and region in which pork production activity has received national and international attention over the past two decades due, in part, to the rapid growth of this industry during the late 1980s to mid 1990s and subsequent attention directed to environmental, social, and political issues related to this growth, and, more recently, research and policy initiatives to develop “Environmentally Superior Technologies” (EST) to address these issues (Williams, 2006). Widespread objection to the use of anaerobic lagoons for swine manure treatment in North Carolina prompted a government-industry-university framework to develop alternative technologies that would eliminate anaerobic lagoons as a method of treatment. This framework established an agreement between government and swine industry to develop and demonstrate environmentally superior waste management technologies (Williams, 2006).

An EST is defined as any technology or combination of technologies that is permissible by the appropriate governmental agencies, is determined to be technically, operationally, and economically feasible, and meets the following five environmental performance standards listed below (Williams, 2007), which has been incorporated in current regulations (15A NCAC 02T, (2010):

- (1) Eliminate the discharge of animal waste to surface waters and groundwater through direct discharge, seepage, or runoff;
- (2) Substantially eliminate atmospheric emissions of ammonia;
- (3) Substantially eliminate the emission of odor that is detectable beyond the boundaries of farm;
- (4) Substantially eliminate the release of disease-transmitting vectors and airborne pathogens; and
- (5) Substantially eliminate nutrient and heavy metal contamination of soil and groundwater.

2.1. Third Generation EST System

This project evaluated and demonstrated the viability of a third generation EST manure treatment technology (Vanotti et al, 2013). Technical environmental performance standards used were those identified by the State of North Carolina in 15A NCAC 02T (2010) for installation of new or expanding swine operations and included: discharge of animal waste to surface waters and groundwater; emission of ammonia; emission of odor; release of disease-transmitting vectors and airborne pathogens; and nutrient and heavy metal contamination of soil and groundwater. The technology was developed as an alternative to the lagoon/spray field system typically used to treat the wastewater generated by swine farms in North Carolina. The technology first separated solids and liquids in the flushed manure with the aid of settling and polymer flocculants; subsequently, the ammonia nitrogen was treated with nitrifying bacteria adapted to high-strength wastewater and cold temperatures; and lastly, the soluble phosphorus was separated via calcium phosphate precipitation. This combination of treatments substantially eliminated the release into the environment of odors, pathogens, ammonia and heavy metals, which are environmental standards required for new or expanding swine operations in NC. The third generation was designed to further reduce cost of manure treatment by economies of scale from installation in larger farm, and through pre-concentration of diluted manure before polymer application.

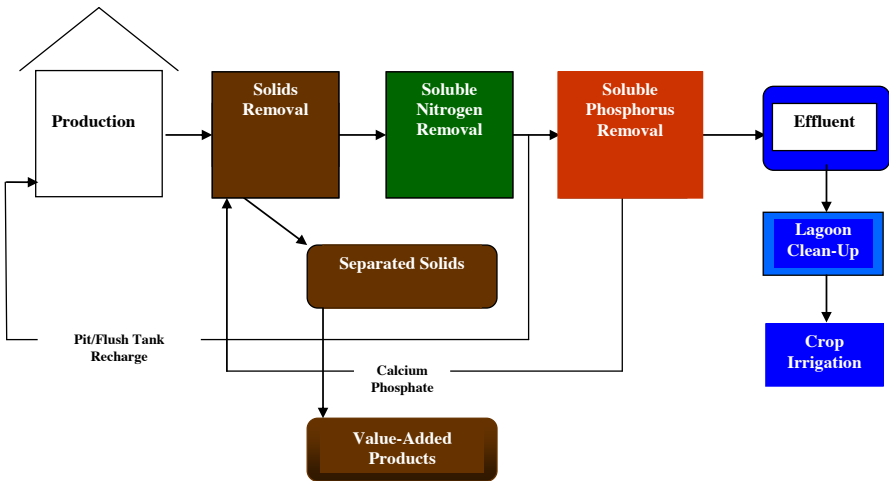


Figure 4. Schematic of the 3rd generation swine waste treatment technology.

The technology was demonstrated full-scale on a 2,575,444 lbs. steady state live weight (SSLW) Farrow-to-Finish farm that produced 30,450 hogs per year in Wayne County, North Carolina. The treatment system was operated by the farmer. The treatment system was contained in tanks and replaced two anaerobic lagoons (Figure 5). The system treated the waste stream from two operations: 1) a 1,200-sow Farrow-to-Feeder operation (Sow farm) that used flushing system and generated 37,136 gal of manure per day (equivalent to 140.58 m³ per day) (TSS = 1.3 g/L); and 2) a 12,960 Feeder-to-Finish operation (Finishing farm) that used pit recharge system and generated 41,286 gal of manure per day (equivalent to 156.29 m³ per day) (TSS = 10.1 g/L). A decanting tank was added in this project to the flushing system waste stream (Sow farm) to pre-concentrate the manure in this very diluted stream before solid-liquid separation with flocculants and improve efficiency of the flocculants. The discovery of a high-performing nitrifying bacterial sludge (HPNS) adapted to high ammonia concentrations (> 3,000 mg N/L) and low water temperatures (5 °C) significantly reduced biological nitrogen removal (BNR) plant footprint and costs. Nitrification/denitrification of fresh flushed manure was most effective after solid-liquid separation treatment, using a pre-denitrification configuration (Modified Ludzack-Ettinger or MLE process).

Highly efficient treatment performance was obtained with both high hydraulic loads typical of flushing systems and high strength wastewater typical of the pit-recharge systems. Results showed:

- 1) Solids Separation: The decanting tank was effective to concentrate the diluted manure in the flushing waste stream. It reduced the total manure volume processed by the solid separator press by 25,860 gal/day (97.9 m³/day), and it increased polymer use efficiency 5.4 times (from 52 to 279 g/g). This is one of the major advances of this project: It increased solid separator press capacity and lowered operating expenses.
- 2) Water Quality: On a mass basis, the system removed 98.6 % of the total suspended solids (TSS), 98.1 % of the COD, 99.3 % of the TKN, 96.7 % of the total N, 100 % of ammonia, 91.9 % of total phosphorus, 95.4 % of copper, and 97.0 % of zinc.

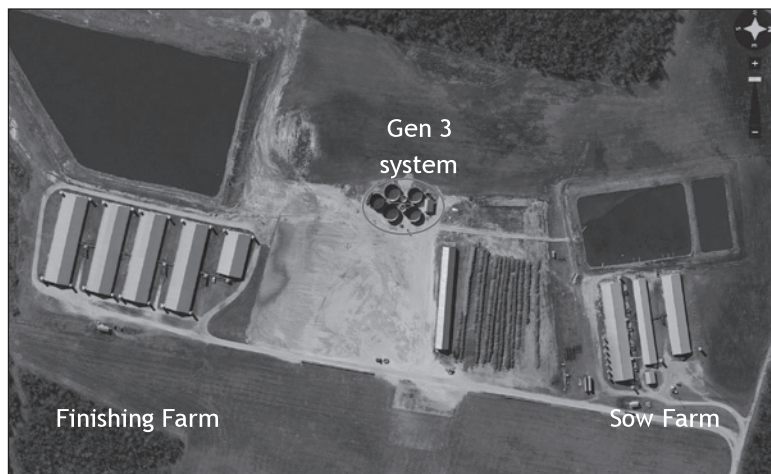


Figure 5. Third generation swine waste treatment system that replaced the lagoon treatment.

- 3) Pathogens: Due to the high pH in the phosphorus recovery module, the system was effective killing pathogens. It met the new Swine Waste Management System Performance Standards (15A NCAC 02T, 2010) for pathogens (Fecal coliforms < 7,000 MPN/100 mL)(< 3.84 log10).

- 4) Odors: The treatment system removed 100 % of odor compounds in the liquid including skatole, phenol, total cresol, indole, and volatile fatty acids (acetate, propionate, isobutyric).

The major goals in the demonstration and verification of a third-generation wastewater treatment system for swine manure were achieved. These goals included:

- Replacement of anaerobic lagoon treatment,
- Meeting the five environmental standards for new or expanding operations in NC,
- Adaptation of the system to flushing systems that produce high volumes of very diluted manure by pre-concentration solids (gravity-settling) before polymer application, and
- Efficient environmental performance when installed in larger swine farms.

2.2. Value-added Products

Composting of the separated manure solids was done in a centralized facility (Vanotti et al., 2005, 2006). In this facility, the solids were combined with cotton gin waste to optimize the composting process. The best composts were produced with 1:2 mixtures of separated swine solids and cotton gin trash. The produced composts conserved 95-100 % of the nitrogen and other nutrients and met EPA Class A biosolids quality standards due to low pathogen levels. The high-quality composts are used for the commercial manufacture of soil amendments, organic fertilizers, and potting soil.



Figure 6. Composting bin of separated swine solids and cotton gin waste in North Carolina.

2.3. Mitigation of GHG Emissions

In addition to the strict environmental standards with which EST's need to comply (i.e., the elimination of pathogens, ammonia emissions, odor, heavy metals, phosphorus, discharge to surface and groundwater, etc.), they can also be very effective reducing GHG emissions (both methane and nitrous oxide), even more than anaerobic digesters per-se. Using protocols adopted though the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), we estimated a 96.9 % reduction in GHG emissions by replacement of the traditional lagoon-spray field technology with this cleaner EST technology that uses solids separation, composting, and biological N treatment (Figure 7) (Gereffi et al., 2008).

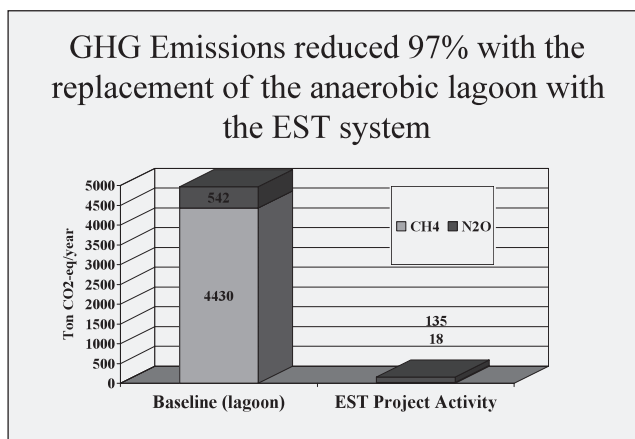


Figure 6: Reduction of greenhouse gas emissions (methane and nitrous oxide) after replacement of lagoon system with environmentally superior waste treatment system in USA.

3. PHOSPHORUS RECOVERY FROM SOLID MANURES (QUICK-WASH PROCESS)

The “quick wash” process was developed for extraction and recovery of phosphorus from poultry litter and animal manure solids, but research has shown that the approach is equally effective with municipal biosolids (Szogi et al., 2014). In the quick wash process, phosphorus is selectively extracted from solid manure or poultry litter by using mineral or organic acid solutions. Following, phosphorus is recovered by addition of liquid lime and an organic poly-electrolyte to the liquid extract to form a calcium-containing P precipitate (Figure 7).

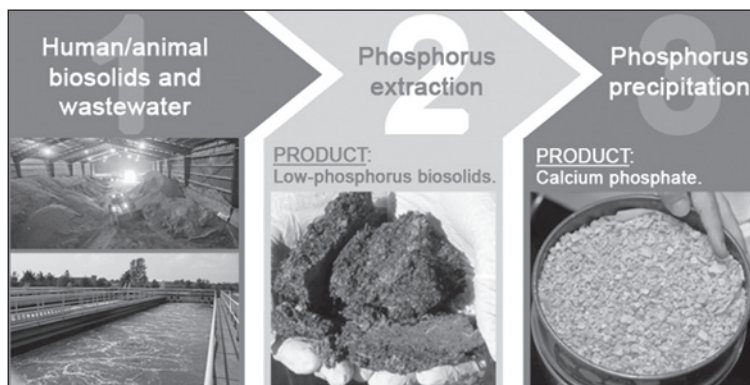


Figure 7. Quick-wash process for extraction of phosphorus from waste (www.rnutrients.com).

The quick wash process generates two products: 1) washed solid residue, and 2) concentrated recovered phosphorus material. The quick wash process selectively recovers more than 80 % of the phosphorus from solid waste while leaving most of the nitrogen in the washed solid residue. Consequently, the washed solid residue has a more balanced nutrient composition for crop production and environmentally safe for land application. The concentrated phosphorus materials contain more than 90 % of its phosphorus in plant available form that provides a recycled phosphorus source for use as crop fertilizer. The inclusion of this process in a waste management system offers producers and municipalities a new opportunity to minimize phosphorus losses into the environment, while recovering and recycling phosphorus as a valuable product.

4. DEAMMONIFICATION WITH ANAMMOX

Anammox bacteria have been discovered recently; it provides an environment-friendly and lower-cost alternative to nitrification/denitrification for biological removal of the ammonia (Figure 8). Anammox bacteria gain their energy for growth from the oxidation of ammonium with nitrite to make dinitrogen gas without the need of carbon (Figure 8). It is especially suited for the ammonia treatment in anaerobic digester effluents. Livestock producers that would like to remove nitrogen from the effluent of anaerobic digesters –for example to comply with surplus nitrogen regulations or to take advantage of environmental nutrient credit programs– are often limited by the low amount of endogenous carbon available for traditional denitrification, since the carbon is consumed in the biogas production. In the future, we will be able to use deammonification treatment with new anammox bacteria to solve this problem (Figure 8).

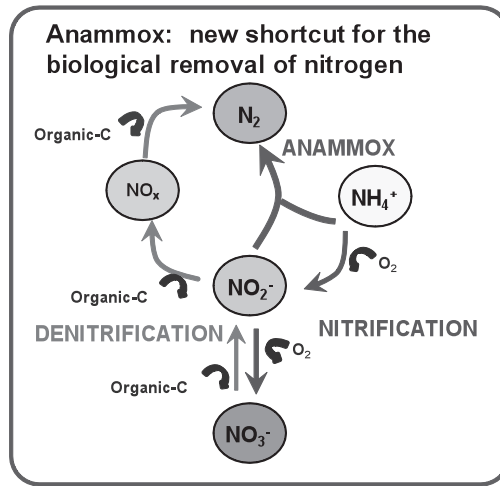


Figure 8. Deammonification involves two steps: ammonia oxidizing bacteria that convert about half of the wastewater ammonia (NH_4^+) into nitrite (NO_2^-) (partial nitrification), and Anammox bacteria that utilize the remaining ammonia (NH_4^+) and nitrite (NO_2^-) to produce harmless N_2 .

We evaluated deammonification treatment using a single, fluidized, aerobic tank by mixing a high performance nitrifying sludge and anammox bacteria in a single tank (Vanotti et al., 2012). The single-tank approach was tested with digested swine wastewater. Compared to traditional nitrification/denitrification, the partial nitrification/anammox process in a single tank showed several advantages: 1) reduced 56 % of the oxygen requirements to remove the ammonia; 2) it eliminated carbon needs for denitrification; and 3) it removed nitrogen at higher rates, further reducing equipment costs. Therefore, deammonification can be a key technology for development of more economical and energy-efficient biological ammonia removal systems in the near future.

5. AMMONIA RECOVERY

The recovery of nitrogen (N) from wastes will be important in agriculture because of the high cost of commercial N fertilizers and the environmental damage of the release of reactive nitrogen. We are developing new systems and methods that use gas-permeable membranes to recover significant amounts of ammonia when operated in: 1) liquid manure such as lagoon and raw liquid manure (Vanotti and Szogi, 2011; Garcia and Vanotti, 2014), and 2) barns to remove the ammonia from the air (Szogi et al., 2011; Sanchez Bascones et al., 2014).

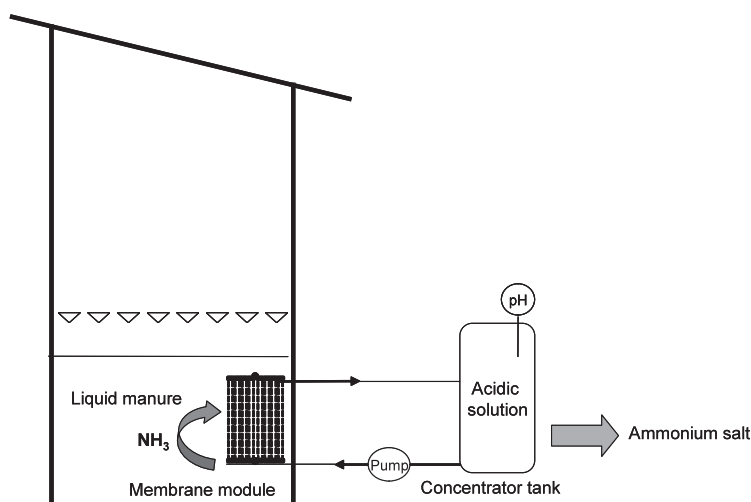


Figure 9. Gas-permeable membrane system to harvest the nitrogen from liquid manure and reduce ammonia emissions (Garcia and Vanotti, 2014).

The new process includes the passage of gaseous ammonia through a micro-porous hydrophobic membrane and subsequent capture and concentration in a stripping solution on the other side of the membrane. For liquid applications, the membrane manifolds are submerged in the liquid, and the gaseous ammonia is removed from the liquid before it escapes into the air (Figure 9). For air applications, the membrane manifolds are suspended above the litter, and the gaseous ammonia is removed inside the barns close to the litter (Figure 10).

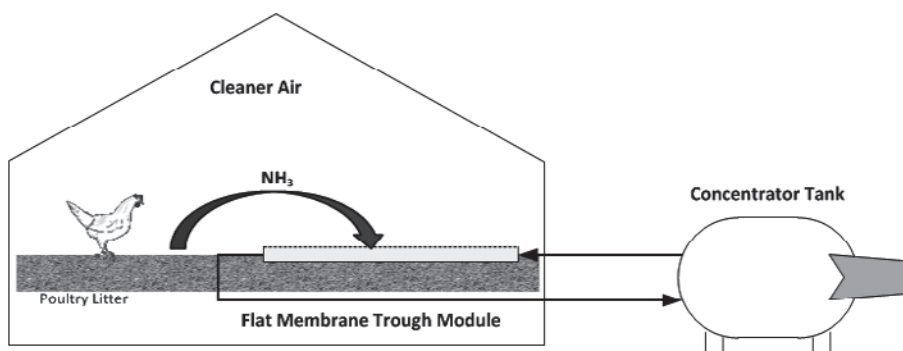


Figure 10. Gas-permeable membrane system to harvest the nitrogen from poultry barns and reduce ammonia emissions (Rothrock et al., 2013).

6. CONCLUSIONS

Environmental and policy issues associated with the production of animals and poultry are specific for each region; however, regardless of location, these issues generally include land application of manure and potential discharge of manure nutrients (nitrogen and phosphorus) and pathogenic bacteria to surface and groundwater; and aerial emissions of ammonia, methane, pathogens and odor. One of the main outputs of the OECD Workshop “Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability” (Vanotti et al., 2009a) was the importance of collaborative links, cooperation and integration of research activities and practices, and on setting clear goals to solve

problems. Animal production and management of its wastes are strategic for the economy, food security, public health, and environmental protection of each country. Many holistic treatment solutions to manure management are currently available; however, in each country it is important to identify the regional and/or national animal waste problems, set goals, and develop customized solutions to achieve these goals. In addition to typical goals of improved air, soil and water quality, and animal and public health, future treatment systems should also address nutrient recovery, energy, and water conservation.

7. REFERENCES

- 15A NCAC 02T. 2010. Swine Waste Management System Performance Standards. http://portal.ncdenr.org/c/document_library/get_file?uuid=eb13e046-e452-4b1c-9182-7f9ba497b45a&groupId=38364
- García, M.C., Vanotti, M.B., 2014. Nitrogen recovery from liquid manure using gas-permeable membranes: effect of wastewater strength and pH control. In: Proc. ASABE and CSBE/SCGAB Annual International Meeting, paper number: 141901511. Montreal, Quebec, Canada.
- General Assembly of North Carolina, Session 2007, Senate Bill 1465. Available from: <http://www.ncleg.net/Sessions/2007/Bills/Senate/HTML/S1465v7.html>
- Gereffi, G., Dubay, K., Lowe, M., 2008. Manufacturing Climate Solutions: Carbon-Reducing Technologies and U.S. Jobs. Center on Globalization, Governance & Competitiveness, Duke University. http://www.whitehouse.gov/assets/documents/Krupp_Handout.pdf
- EEA (European Environment Agency), 2014. Ammonia (NH₃) emissions (APE 003) - Assessment published Jan 2014. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-ammonia-nh3-emissions-1/assessment-4>
- EPA. 2014b. National emission inventory—Ammonia emissions from animal husbandry operations. Draft report, January 30, 2004. U.S. Environmental Protection Agency, http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch09/related/nh3inventorydraft_jan2004.pdf
- EPA. 2014a. Nutrient pollution. <http://www2.epa.gov/nutrientpollution/effects-economy>
- EPA. 2012. Anaerobic Digestion of Manure. U.S. Environmental Protection Agency, AG-Star program. <http://www.epa.gov/agstar/anaerobic/ad101/index.html>
- Loughrin, J.H., Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Lovanh, N., 2009. Evaluation of second-generation multistage wastewater treatment system for the removal of malodors from liquid swine waste. *J. Environ. Qual.* 38, 1739-1748.
- Rothrock Jr., M.J., Szogi, A.A., Vanotti, M.B., 2013. Recovery of ammonia from poultry litter using flat gas permeable membranes. *Waste Manage.* 33, 1531-1538.
- Sánchez Bascónes, M., Vanotti, M. B., Millner, P., Szögi, A.A., 2014. Captura de amonio procedente de estiércol mediante membranas permeables de gases. In: M.P. Bernal, J.A. Pascual, M. Ros, R. Clemente (Eds.). *De residuo a Recurso: Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización*. Red Española de Compostaje, Murcia, pp. 331-335.
- Szogi, A.A., Vanotti, M.B., Hunt, P.G., 2014. Process for removing and recovering phosphorus from animal waste. U.S. Patent 8,673,046.
- Szogi, A.A., Vanotti, M.B., and Rothrock, M.J., 2011. Gaseous ammonia removal system. US Patent Application SN 13/048,375, filed 3-3-2011 (allowed 2014). USPTO Pub #20110229403.
- USDA-NRCS. 2008. Conservation information guide—North Carolina. A Guide To Understanding USDA NRCS Comprehensive Nutrient Management Plans. ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NC/NCweb/Technical/technical-references/CNMPinformationguide08release_version.pdf
- USDA. 2001. Confined Animal Production and Manure Nutrients. Agriculture Information Bulletin No. (AIB-771) <http://www.ers.usda.gov/publications/aib-agricultural-information-bulletin/aib771.aspx>
- USDA-NASS. 2007. Census of Agriculture: Hog and pig farming. http://www.agcensus.usda.gov/Publications/2007/Online_Highlights/Fact_Sheets/Production/hogsandpigs.pdf
- USDA-ERS. 2011. Trends and developments in hog manure management:1998-2009. USDA-ERS EIB-81. http://www.ers.usda.gov/media/106384/eib81_1_.pdf
- USDA-ERS. 2014. Fertilizer use and prices.<http://www.ers.usda.gov/data-products/fertilizer-use-and-price.aspx#26727>
- Vanotti, M. B. 2005. Evaluation of Environmentally Superior Technology: Centralized composting unit. Phase II: Final Report for Technology Determination per Agreements between NC Attorney General & Smithfield Foods, Premium Standard Farms, and Frontline Farmers. http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/smithfield_projects/phase2report05/cd/web%20files/A1.pdf . 2005.
- Vanotti, M.B., Millner, P.D., Szogi, A.A., Campbell, C.R., Fetterman, L.M., 2006. Aerobic composting of swine manure solids mixed with cotton gin trash. ASABE Paper #064061. <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/66570000/Manuscripts/2006/Man729.pdf>

- Vanotti, M.B. and Szogi, A.A., 2008. Water quality improvements of wastewater from confined animal feeding operations after advanced treatment. *J. Environ. Qual.* 37, S86-S96.
<http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/66570000/Manuscripts/2008/Man784.pdf>
- Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Bernal, M.P. and Martinez, J., 2009a. Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability. OECD Workshop. *Bioresour. Technol.* 100, 5371-5373.
<http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/66570000/Manuscripts/2009/Man813.pdf>
- Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Millner, P.D. and Loughrin, J.H., 2009b. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresour. Technol.* 100, 5406-5416. <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/66570000/Manuscripts/2009/Man812.pdf>
- Vanotti, M.B. and Szogi, A.A., 2011. US Patent Application SN 13/164,363, "Systems and Method for Reducing Ammonia Emissions from Liquid Effluents and for Recovering Ammonia", the Patent Assignee is the United States of America as represented by the Secretary of Agriculture.
- Vanotti, M., Martinez, J., Fujii, T., Szogi, A., Hira, D., 2012. Ammonia Removal Using Nitritation and Anammox in a Single Reactor. ASABE Meeting Presentation # 121337837. Hilton Anatole Dallas, Texas July 29 – August 1, 2012
- Vanotti, M., Hunt, P., Rice, M., Kunz, A., and Loughrin, J., 2013. Evaluation of generation 3 treatment technology for swine waste - A North Carolina's Clean Water Management Trust Fund project. Final Environmental Performance Report for the Director, NCSU Animal and Poultry Waste Management Center. 50 pp. http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/smithfield_projects/CWMTF-Report.pdf
- Williams, C.M., 2006. Development of Environmentally Superior Technologies: Phase 3 Report for Technology Determinations per Agreements Between the Attorney General of North Carolina and Smithfield Foods, Premium Standard Farms, and Frontline Farmers. March 8, 2006.
http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/smithfield_projects/phase3report06/phase3report.htm
- Williams, C.M., 2007. Phase 1 Environmentally Superior Technologies Contingent Determinations per Agreements between the Attorney General of North Carolina and Smithfield Foods, Premium Standard Farms, and Frontline Farmers: Second Generation Super Soils Technology. November 1, 2007.
http://www.cals.ncsu.edu/waste_mgt/smithfield_projects/supersoils2ndgeneration/ss2ndgeneration-report.html

ESTUDIO DEL EFECTO DEL COMPLEJO BACTERIANO C-210 EN EL COMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL DE OVEJA Y ALPERUJO

Xavier Roulleau^{1,2}, Fernando Montero³

¹Société DIETAXION, 283 Rue Ampère, ZAC Noe Bachelon, 44430 Le Loroux- Bottereau, France.

²Laboratoire COBIOTEX, 37 Avenue Albert Schweitzer, 33405 Talence, France.

³Nutrición y Gestión S.L (NUGEST). C/ Francisco Vaca Morales 2, Oficina 9. 06011 Badajoz.

Resumen: Este trabajo se encuadra dentro de una batería de ensayos que la empresa INTRESA viene realizando como fase preliminar a la creación de una plataforma de producción de compost tomando como base subproductos de la industria aceitera y estiércol de ovino. El objetivo de este proyecto es la valorización como abono orgánico de diferentes materias orgánicas (estiércol, alperujo, etc) a través de un proceso de compostaje. En este contexto, las empresas NUGEST y DIETAXION han propuesto la valoración de una tecnología innovadora: la inoculación de las materias primas a compostar con cepas bacterianas seleccionadas del laboratorio COBIOTEX. El laboratorio COBIOTEX lleva 15 años de investigación en las simbiosis de las bacterias seleccionadas por su actividad enzimática y su potencial para evolucionar la materia orgánica. Los núcleos están compuestos por *Bacillus* y *Lactobacillus* (Clase 1 Instituto Pasteur). Los efectos esperados son una aceleración del proceso de compostaje, un ahorro de carbono, nitrógeno y azufre y un ahorro en energía y mano de obra limitando la frecuencia de volteo.

Palabras clave: compost, inoculación, microorganismos beneficiosos.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso oxidativo que tiene como objeto final la obtención de un producto final estabilizado denominado compost. Este proceso puede ser mejorado mediante la inoculación de microorganismos beneficiosos que pueden tener un efecto en cuanto a mejorar las propiedades del compost en cuanto a sus propiedades biofertilizantes o supresivas, o acelerar el proceso de modo que la obtención del compost se acorte, siendo por tanto mas eficiente, reduciendo costes, al estar el material menos tiempo en la playa de compostaje, lo que se traduce en una menor manipulación del mismo que conlleva un menor empleo de mano de obra. El empleo de un tipo de microorganismo u otro es determinante para conseguir una mejora del proceso, o una reducción del tiempo o ambos. Para que la inoculación realizada tenga el efecto esperado intervienen numerosos factores que van desde el tipo de microorganismos a inocular, de las cepas determinadas de este tipo concreto de microorganismos, del modo en el que se incorporan en la pila de compostaje como del modo en el que se incorporan, bien sea en forma líquida o sólida, o inmovilizados en diferentes tipos de matriz que pueden ser orgánicas como inorgánicas. Este trabajo presenta los resultados más sobresalientes del compostaje de estiércol de oveja mezclado con alperujo en el que se ha incorporado un coctel de microorganismos seleccionados en el laboratorio COBIOTEX.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos pilas de compostaje con composición idéntica, siendo la composición mayoritaria estiércol de oveja y alperujo, aunque de un modo minoritario también se aportaron otros residuos orgánicos (Tabla 1).

El tamaño de la pila fue de 1,7 m de alto, 2,9 m de ancho y 44 m de longitud, con un volumen total de 108,5 m³. Por problemas de logística la inoculación no tuvo lugar desde el inicio del proceso. El control del proceso se expresa en la Tabla 2, siendo de especial rele-

vancia el control de la humedad y la temperatura. La humedad pretendida para el desarrollo óptimo del proceso de compostaje fue del 50 %, consiguiéndose mediante la colocación de microaspersores cada 2 metros de la longitud de la pila que permitiese la adecuada humectación de la pila.

Tabla 1. Materias primas utilizadas para la preparación de la pila.
(Relación C/N de 18, a partir de los análisis de las materias primas).

Materiales	Proporción (%)	Cantidad (tm)	Observaciones
Estiércol de oveja	41	33	Mezcla de fresco y seco
Alperujo	34	27	Alperujo fresco
Lodo	10	8	Lodo estabilizado
Cascarilla maíz	10	8	Seco
Hoja de olivo	5	4	Degradadas
Total	100	80	

Tabla 2. Control del proceso.

Proceso	COBIOTEX	CONTROL
Constitución de pila	05-dic.	05-dic.
Riego 1	11-dic.	11-dic.
Volteo 1+Riego 2	15-dic.	15-dic.
Volteo 2	25-dic.	25-dic.
Volteo 3	no	15-enero
Riego 3 (97 m ³)	si	No
Volteo 4	24-enero	24-enero
Introducción COBIOTEX 210	09-enero	No
Cantidad COBIOTEX 210 (kg)	75	0
Riego (97 m ³)	23-enero	23-enero

El control de la temperatura se realizó mediante la introducción de una sonda de temperatura a dos profundidades (50 cm y 15 cm, realizando la media de 4 medidas). Cuando la temperatura sobrepasaba los 60 grados en más de dos días consecutivos se procedió a la realización del volteo de la pila, la cual tuvo un total de 4 volteos. La mezcla de inóculo se introdujo al final de la fase de compostaje tras los picos de temperatura correspondiendo esta al producto denominado COBIOTEX 210, incorporándose de un modo homogéneo la cantidad de 75 kg del producto. Durante el proceso de compostaje se evaluó también la evolución del contenido de CO₂, parámetro que es reflejo de la actividad microbiana. De modo periódico se realizó una cuantificación de materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total y amoniacal y azufre.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proceso de compostaje se realizó de un modo adecuado, alcanzándose temperaturas de higienización por encima de 60° durante mas de 30 días tanto en la pila control como en la pila Cobiotech (Figura 1).

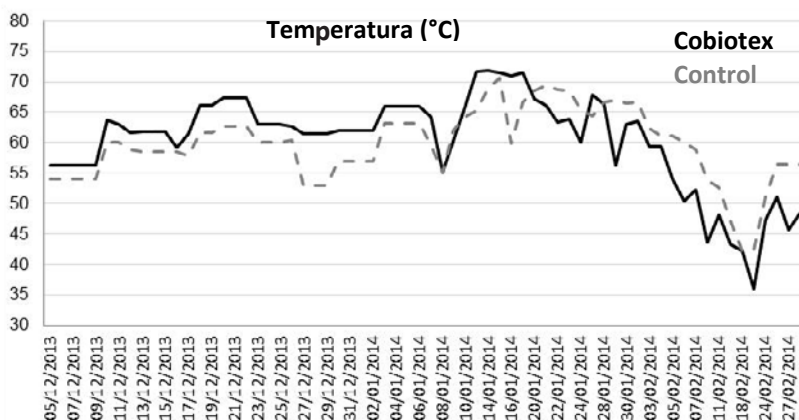


Figura 1. Temperaturas medias de las pilas a 50 cm de profundidad.

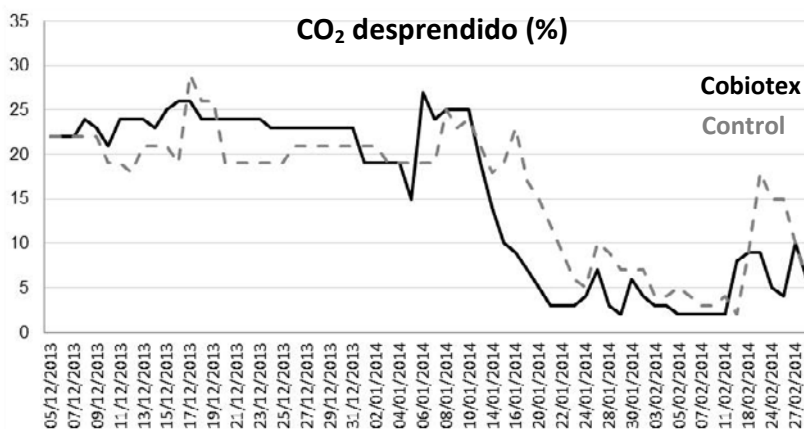


Figura 2. Determinación de CO₂ en pilas durante el proceso.

La evolución del contenido de CO₂ desprendido durante el proceso de compostaje mostró un efecto diferente únicamente tras la inoculación del complejo microbiano COBIOTEX 210 (Figura 2), mostrando una reducción en dicha pila respecto al control. Este comportamiento demuestra que el complejo microbiano tiene un efecto sobre el manejo de la materia orgánica, desplazando los microorganismos naturales del proceso de compostaje por otros más eficientes capaces de realizar transformaciones del carbono hacia ácidos orgánicos (fermentación) en vez de CO₂ y agua (digestión aerobia), permitiendo por tanto una mayor fijación del carbono en la pila de compost. Tanto si nos fijamos en la curva de temperatura como en la evolución del CO₂ desprendido (Figuras 1 y 2), observamos una estabilización de la temperatura y del contenido de CO₂ más rápida en la pila COBIOTEX que en la pila control, lo que es reflejo de que la estabilidad del proceso de compostaje se alcanzó más rápidamente en la pila inoculada con el producto COBIOTEX.

La comparativa de la analítica en la pila COBIOTEX y la pila control muestra como existe un mayor contenido en nitrógeno orgánico en la primera como motivo de la inhibición de los procesos de amonificación que ocurren en la pila control. Esto es atribuible a que la incorporación de los microorganismos con el producto COBIOTEX producen un desplazamiento

de los naturales del compost, que manejan de un modo más eficiente la materia orgánica (tal y como queda reflejado en las medidas de CO_2 , Figura 2), como en la menor pérdida de nitrógeno, el cual queda fijado en las estructuras microbianas en vez de ser transformado a amoníaco, el cual dado el pH de las pilas se volatiliza rápidamente. Al igual, el azufre es otro elemento que muestra el efecto de los microorganismos incorporados por parte del producto COBIOTEX, el cual muestra también un mayor contenido en la pila COBIOTEX. En el caso del nitrógeno los valores de la pila COBIOTEX respecto a la control son del 30 % mas en el punto intermedio (2 meses) y de 20 % en el final (3 meses); en el caso del azufre los valores son superiores en la pila COBIOTEX que en la pila control, en un 50 % en el punto intermedio (2 meses) y de un 30 % en el punto final (3 meses).

Tabla 3. Características analíticas del compost inicial, y después de 2 y 3 meses de compostaje.

	Inicio	2 meses		3 meses	
		COBIOTEX	CONTROL	COBIOTEX	CONTROL
pH	8,6	8,7	8,6	9	8,4
Conductividad	6,28	8,2	6,25	8,5	8,1
M. orgánica (%)	42,38	64,25	53,37	43,64	43,55
C orgánico (%)	32,27	37,33	30,97	25,43	25,29
N total (%)	2,48	3,39	2,37	3,04	2,51
N amoniacal (%)	0,18	0,23	0,18	0,19	0,34
N orgánico (%)	2,13	3,17	2,19	2,85	2,18
C/N	13	11	13	8,4	10,1

Al final del proceso y una vez tamizado el producto y dispuesto para su distribución, se realizó una analítica en cuanto al contenido en nitrógeno orgánico y azufre total, observándose que los valores del compost COBIOTEX mantuvieron el mayor incremento de estos dos elementos en comparación con el control (Figura 3).

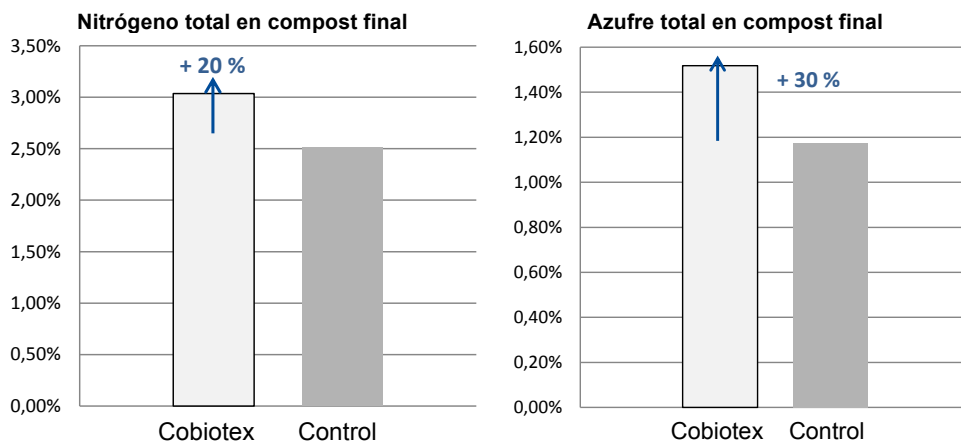


Figura 3. Concentración de nitrógeno total (izquierda) y azufre total (derecha) en el compost final.

4. CONCLUSIONES

El tratamiento COBIOTEX 210 ha permitido un ahorro un aumento en el contenido de nitrógeno del 20 % y de azufre del 30 %, mejorando la calidad del nitrógeno al disminuir el contenido de nitrógeno amoniacal en el compost final. Estos cambios dan un valor añadido al

producto final (Estimado entre 8-10 €). La incorporación del complejo COBIOTEX puede permitir limitar el número de volteos, reduciendo las emisiones de malos olores al reducirse el contenido de amonio y compuestos de azufre desprendidos durante el proceso. Se debe de ensayar el efecto de la inoculación del complejo COBIOTEX al inicio del proceso de compostaje e incluso en las materias primas a ser posible antes de la mezcla de las mismas, para comenzar a evitar malos olores desde el inicio o incluso en el momento de su generación como es en las camas de los animales, o a la salida de los procesos industriales correspondientes a la generación de distintos residuos.

Agradecimientos: Este estudio se ha llevado a cabo con la inestimable colaboración del equipo técnico de INTRESA, que realizó y contribuyó con todas las labores prácticas y de muestreo. También agradecer al equipo NUGEST por su colaboración.

SECCIÓN 1.
Residuos orgánicos. Tipologías, cuantificación y
problemas medioambientales

META-ANÁLISIS SOBRE LAS EMISIONES ASOCIADAS A DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO DE RESIDUOS ORGÁNICOS

Guillermo Pardo^{1*}, Raúl Moral², Eduardo Aguilera³, Agustín del Prado¹

¹Basque Centre For Climate Change (BC3), Alameda Urquijo, 4, 4^o-1^a, 48008 Bilbao

²Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante

³Universidad Pablo de Olavide, Ctra. de Utrera, km. 1, 41013 Sevilla

*E-mail: guillermo.pardo@bc3research.org

Resumen: La gestión sostenible de residuos orgánicos debe implicar prácticas que minimicen las emisiones asociadas a impacto ambiental (gases de efecto invernadero: GEIs, amoníaco: NH_3) a la vez que garanticen el valor agronómico del producto final. El presente trabajo analiza el conocimiento existente sobre emisiones asociadas a estrategias para el tratamiento de residuos orgánicos en forma sólida (almacenamiento convencional, compostaje en pila volteada, compostaje por aireación forzada, cobertura plástica, compactado, adición/sustitución de agentes estructurantes). Para ello, se ha realizado un meta-análisis con los datos recopilados a partir de 50 artículos de investigación que examinan pérdidas en forma de GEIs, NH_3 y nitrógeno (N) total. Los resultados indican que mejorar la estructura de la pila mediante adición/sustitución de agentes estructurantes reduce significativamente las emisiones de óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4) en un 53 % y 71 % respectivamente; y aumenta las pérdidas por volatilización de NH_3 (35 %). Con respecto al compostaje, solo los sistemas volteados mostraron potencial para reducir las emisiones de GEIs (N_2O : 50 % and CH_4 : 71 %), aunque ambos métodos tienden a aumentar las pérdidas por volatilización de NH_3 . Las estrategias basadas en la restricción de oxígeno, como cubrir o compactar el residuo, no mostraron efectos significativos en las emisiones de GEIs, si bien redujeron sustancialmente las pérdidas en forma de N. Los resultados indican que las estrategias que minimizan las emisiones de GEI, suelen involucrar un riesgo de “pollution swapping” en forma de NH_3 , reforzando la necesidad de utilizar enfoques integrales al planificar o desarrollar estrategias de gestión de residuos orgánicos.

Palabras clave: Compostaje, óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4), amoníaco (NH_3), gases de efecto invernadero (GEIs).

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de residuos se ha identificado como una fuente importante de emisiones, contribuyendo a impactos ambientales a escala regional (eutrofización, acidificación) y global (cambio climático). Los principales flujos de residuos orgánicos se generan en zonas urbanas e industriales, o ligados a sistemas de producción ganadera; gestionándose a menudo en forma sólida, lo cual facilita su manejo y transporte dentro del sistema de gestión. Debido a la naturaleza heterogénea de estos residuos, durante su tratamiento la producción de ciertas cantidades de amoníaco (NH_3), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) es inevitable. No obstante la estrategia de manejo juega un papel primordial determinando la magnitud de estas emisiones (Chadwick y col., 2011).

El compostaje es uno de los tratamientos más efectivos para la estabilización de residuos orgánicos, siendo los sistemas de pila volteada y aeración forzada los métodos más extendidos. A su vez, un adecuado ajuste de la cantidad y tipo de estructurante utilizados pueden influir de manera notable en las condiciones en que evolucionará el proceso. Por otro lado otras estrategias, como la compactación o el cubrimiento del residuo con una lona plástica, están orientadas a preservar los nutrientes y limitar la degradación, mediante una restricción de la concentración de oxígeno (O_2) en el material. Aunque los fundamentos de estas estrategias son bien conocidos, sus implicaciones a nivel de emisiones son aún hoy objeto de estudio.

En este contexto el presente trabajo es un intento de recopilar y analizar de forma sistemática la información científica disponible asociada a las emisiones gaseosas procedentes

del tratamiento de residuos orgánicos en forma sólida. El principal objetivo es investigar aquellas estrategias con potencial para reducir emisiones y cuantificar la magnitud de reducción que se puede alcanzar con cada una de ellas. Para ello, se ha llevado a cabo un meta-análisis, en el que se ha examinado la influencia de una selección de prácticas de manejo (compostaje en pila volteada, compostaje por aeración forzada, adición/sustitución de estructurante, cobertura con lona, compactación) con respecto al almacenamiento convencional de residuos orgánicos sólidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Selección de estudios y definición de categorías

En primer lugar se realizó una búsqueda de la literatura científica relacionada con emisiones y tratamiento de residuos orgánicos en forma sólida. Para ello se utilizó ISI Web of Knowledge (<http://apps.webofknowledge.com>) y la base de datos de Google Scholar combinando las palabras clave relacionadas con los distintos tratamientos (composting, storage) y emisiones analizadas (gaseous emissions, methane, ammonia, nitrous oxide).

Se recopilaron estudios que incluían mediciones de metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), amoníaco (NH_3) o pérdidas totales de nitrógeno (N); y se seleccionaron aquellos que incluían datos comparativos con respecto a una estrategia control. Para armonizar los datos del análisis, las emisiones se trataron en términos acumulados, en proporción del carbono (C) o N inicial en el residuo (% $\text{CH}_4\text{-C}$, % $\text{NH}_3\text{-N}$, % $\text{N}_2\text{O-N}$). Aquellos trabajos que no reportaron suficiente información para llevar a cabo esta armonización, fueron excluidos del análisis. En cuanto a tipología de residuos, en la selección final la mayor parte de los estudios incluidos se referían a estiércol de diferentes animales (80 %), siendo el resto residuos agroalimentarios, restos de poda y lodos de depuradora.

Con el objeto de explorar mediante meta-análisis la influencia en las emisiones de varias estrategias de gestión, se establecieron cinco categorías de estudio: (i) compostaje en pila volteada, (ii) compostaje por aireación forzada, (iii) cubrimiento con lona plástica, (iv) compactación y (v) adición/sustitución de agentes estructurantes. En la mayoría de los casos, el almacenamiento convencional en exterior fue considerado como tratamiento control, a efectos comparativos. En la literatura revisada, la influencia de los agentes estructurantes se ha explorado mediante dos enfoques. Algunos trabajos examinan un cambio en la relación de agente estructurante añadido con respecto a la cantidad de residuos, mientras que otros comparan diferentes tipos de materiales, que por su composición y contenido en lignina, puedan mejorar la estructura y porosidad de la pila. En el primer caso, los ensayos con menor o ningún contenido de estructurante fueron considerados como el control; mientras que para el segundo enfoque, los experimentos que usaron paja o serrín se tomaron como control, puesto que son los agentes estructurantes más habituales y los materiales alternativos investigados en la literatura involucran un mayor contenido de compuestos ligno-celulósicos.

2.2. Análisis estadístico

Como se ha mencionado, en el presente estudio, para examinar la influencia de diferentes estrategias de gestión de residuos, los datos recopilados se han tratado mediante meta-análisis. Como unidad de medida del efecto se seleccionó la respuesta relativa (RR) para todos los casos comparativos. En el análisis se empleó la transformada logarítmica $\text{RR}(\text{L})$ con objeto de obtener muestras más cercanas a una distribución normal. Los resultados se transformaron posteriormente y se expresaron como porcentaje de cambio en las emisiones.

En muchos de los estudios recopilados no se indicaba información de la varianza y tamaño de la muestra, de modo que el criterio utilizado para hacer la ponderación fue el

número agregado de tratamientos independientes contenidos en la muestra de datos. Esta información fue cuantificada siguiendo el procedimiento descrito por Aguilera y col., (2013). Utilizando el software MetaWin (Rosenberg y col., 2000), para cada categoría se calculó el tamaño del efecto medio ponderado así como los intervalos de confianza (95 %) correspondientes, generados de acuerdo a un proceso de iteración (10000 iteraciones) sobre los datos recopilados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Sistemas de compostaje: pila volteada y aireación forzada

Los sistemas de compostaje conllevan una mejora de la aireación de la pila, asegurando el suministro de oxígeno (O_2) y promoviendo la degradación de la materia orgánica en condiciones aerobias. De acuerdo a los resultados del meta-análisis, con respecto a los gases de efecto invernadero (GEIs), solo en el caso del compostaje en pila volteada se ha observado un efecto significativo hacia una reducción de las emisiones de CH_4 en comparación con el almacenamiento convencional (Figura 1a). Aunque no se encontró significancia estadística en el nivel de confianza (95 %), este método también mostró una clara tendencia a disminuir las emisiones de N_2O (Figura 1b). Las diferencias en este sentido entre los dos métodos de compostaje estudiados pueden atribuirse a la influencia del volteo en la homogeneización del residuo. Esta práctica evita la estratificación, lo que previene la aparición de zonas anaerobias y gradientes de O_2 , que dan lugar a la formación de CH_4 y N_2O respectivamente (Jiang y col., 2013).

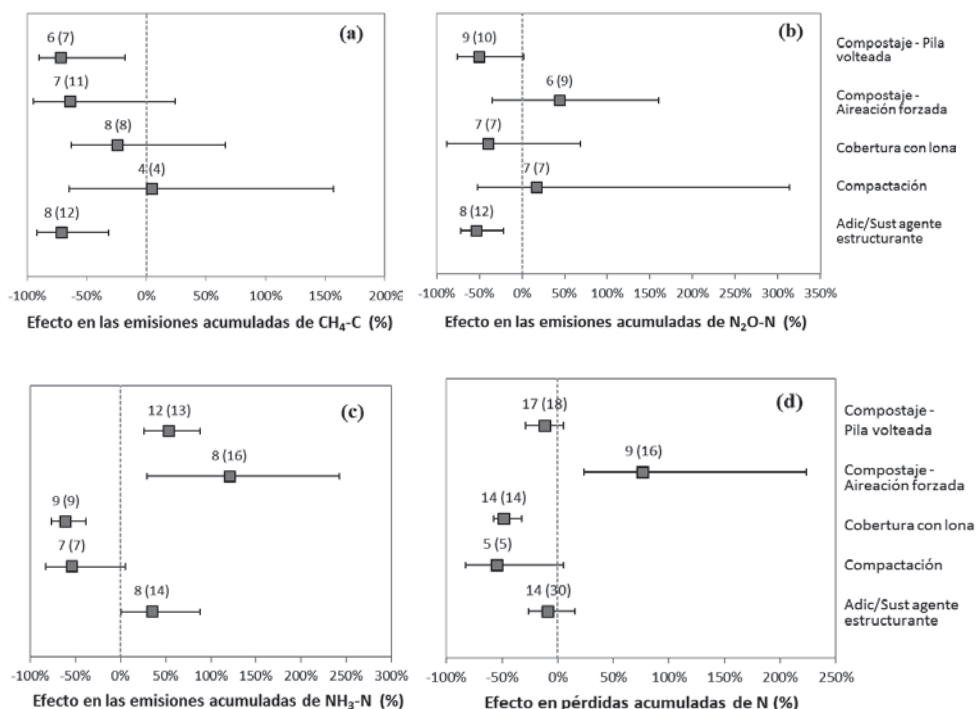


Figura 1. Efecto de estrategias de gestión en las emisiones acumuladas de (a) CH_4 -C, (b) N_2O -N, (c) NH_3 -N y (d) N total en relación con el tratamiento control (almacenamiento convencional). Efecto medio e intervalos de confianza (95 %). Sobre las barras se indica el número de estudios y de observaciones (entre paréntesis) utilizados en cada caso.

Por otro lado, ambos métodos tienden a aumentar las emisiones de NH_3 con respecto al almacenamiento convencional (Figura 1c), si bien la influencia en el caso del compostaje por aireación forzada es más acusada (121 %) que para la pila volteada (54 %). Este efecto es consecuencia del aumento de temperatura generado por la actividad biológica aeróbica, que se ve favorecida en los sistemas de compostaje. No obstante, con respecto a las pérdidas totales de N, no se encontraron diferencias significativas para el caso del compostaje por pila volteada (Figura 1d), lo que sugiere que este método promueve una serie de mecanismos que contrarrestan en cierta medida el aumento en las pérdidas por volatilización de NH_3 .

3.2. Cobertura con lona plástica y compactación

Este tipo de prácticas implican una restricción en el suministro de O_2 dentro de la pila, lo que limita la actividad biológica aerobia y evita que se alcancen temperaturas elevadas. Los resultados del meta-análisis no indican ningún efecto significativo de estas estrategias en las emisiones de GEI en comparación con el almacenamiento convencional (Figura 1ab). Por otra parte, se observa una tendencia clara a disminuir las pérdidas en forma de NH_3 y a promover una mayor conservación de N total en el residuo (Figura 1cd).

No obstante estas prácticas pueden implicar otras desventajas, en términos de estabilidad e higiene del producto final, que pueden limitar su aplicación agronómica. Por ejemplo, la destrucción de patógenos se ve comprometida al no alcanzarse elevadas temperaturas. Además, al no transcurrir una descomposición biológica intensa, el producto final suele ser más inestable, pudiendo contener cantidades sustanciales de C degradable. Cuando estas enmiendas son aplicadas al suelo, se pueden promover procesos de desnitrificación, que dan lugar a N_2O ; a la vez que los microorganismos del suelo pueden ser estimulados a competir por el N, provocando inmovilización y afectando en última instancia a la disponibilidad de nutrientes para la planta (Petersen y Sommer, 2011).

3.3. Adición/sustitución de agentes estructurantes

La porosidad y estructura física de la pila de residuos se puede mejorar aumentando la relación de material de encamado con respecto al purín o mediante la utilización de un agente estructurante con una cantidad elevada de fibra y compuestos recalcitrantes. De acuerdo con el meta-análisis realizado, esta estrategia tiende a reducir las emisiones de CH_4 y N_2O (Figura 1ab). La mejora en la estructura fomenta la aireación natural y el suministro de O_2 en la pila, evitando de este modo la aparición de entornos anaeróbicos que dieran lugar a CH_4 . Del mismo modo, aunque aún podría producirse N_2O vía nitrificación, estas condiciones tienden a inhibir la desnitrificación y con ello las emisiones globales de N_2O .

Paralelamente esta estrategia implica un incremento en las emisiones de NH_3 , con un efecto medio en torno al 35 %; si bien no se encontró un efecto significativo en las pérdidas totales de N (Figura 1cd). Es probable que la adición o sustitución de estructurante aumente la relación C/N del residuo a tratar, lo que podría fomentar la inmovilización de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Sin embargo el C añadido a través de los materiales estructurantes suele ser muy recalcitrante, con lo cual no es esperable una disminución sustancial de las pérdidas de $\text{NH}_3\text{-N}$ por inmovilización. Otros mecanismos, como una disminución en la cantidad de lixiviados, o la reducción de otro tipo de emisiones (N_2O , N_2) puede que jueguen un papel más relevante a la hora de contrarrestar las pérdidas por NH_3 , dando lugar a un efecto nulo en las pérdidas totales de N.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos mediante el meta-análisis indican que mejorar la estructura de la pila por adición/sustitución de agentes estructurantes reduce significativamente las emisiones de N_2O y CH_4 , aunque aumenta las pérdidas por volatilización de NH_3 (35 %). Con

respecto al compostaje, solo los sistemas volteados mostraron potencial para reducir las emisiones de GEIs, mientras que ambos métodos tienden a incrementar las emisiones de NH_3 . Las prácticas basadas en la restricción de oxígeno, como cubrir o compactar el residuo, no mostraron efectos significativos en las emisiones de GEIs, si bien redujeron sustancialmente otras pérdidas en forma de N.

Los resultados indican que las estrategias que minimizan las emisiones de GEI, suelen involucrar un riesgo de “pollution swapping” en forma de NH_3 , reforzando la necesidad de utilizar enfoques holísticos e integrales al desarrollar o planificar estrategias de gestión de residuos orgánicos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Adams D.C., Gurevitch J., Rosenberg M.S., 1997. Resampling tests for meta-analysis of ecological data. *Ecology* 78, 1277–1283.
- Aguilera E., Lassaletta L., Gattinger A., Gimeno B.S., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 168, 25–36.
- Chadwick D., Sommer S., Thorman R., Fangueiro D., Cardenas L., Amon B., Misselbrook T., 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167, 514–531.
- Jiang T., Schuchardt F., Li G.X., Guo R., Luo Y.M., 2013. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere* 90, 1545–1551.
- Petersen S.O., Sommer S.G., 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167, 503–513.
- Rosenberg M.S., Adams D.C., Gurevitch J., 2000. MetaWin: Statistical Software for Meta-Analysis.

COMPARACIÓN DEL COMPOSTAJE A PEQUEÑA Y GRAN ESCALA: ESTUDIO DEL PROCESO Y DEL COMPOST OBTENIDO

**Francesco Storino*, Joseba Arizmendiarieta, Eduardo Ganuza,
Julio Muro, Pedro M. Aparicio-Tejo, Ignacio Irigoyen**

*Escuela Técnica Superior de Agrónomos – Universidad Pública de Navarra
Campus Arrosadía s/n, Pamplona - Navarra, España*

**E-mail: francesco.storino@unavarra.es*

Resumen: El trabajo realizado tiene por objetivo estudiar de qué forma influye la escala de compostaje en el proceso y el producto final, comparando compostaje a nivel industrial y doméstico. Para este fin se compostó el mismo tipo de residuos agroalimentarios en pilas volteadas (>1300 t) y paralelamente en contenedores de plástico de 320 L habitualmente utilizados para compostaje doméstico. Se monitorizó la evolución de la temperatura, humedad y la reducción de peso a lo largo de las primeras 18 semanas de proceso de compostaje. El material procesado fue muestreado en tres momentos: al inicio, al 4º y al 7º mes, y caracterizado mediante análisis químico-físicos.

Aunque la temperatura máxima alcanzada fue parecida en ambos casos, el número de días con temperatura mayor de 45º C fue superior en el caso de compostaje en pilas de grandes dimensiones. El material compostado en contenedores domésticos requirió de un mayor número de riegos adicionales para el mantenimiento de la humedad óptima y presentó una mayor reducción de peso a lo largo del proceso. En el control intermedio (4º mes), el material compostado en pilas presentaba visualmente una textura más gruesa y todavía era visible la paja utilizada como estructurante, mientras el compost de los compostadores doméstico presentaba una mayor madurez y estabilidad (con valores inferiores de relación C/N y contenidos en carbono fúlvico y valores superiores de los índices Solvita y Rottergrade, índices de humificación de la materia orgánica HI, PHA, PI y relación isotópica $\delta^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$). El valor final de estos parámetros después de 7 meses fue parecido para ambos compost.

Palabras clave: dimensiones, compostaje doméstico, autocompostaje, humificación, $\delta^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años el compostaje doméstico ha encontrado una gran difusión, proponiéndose como vía sostenible para la prevención de residuos orgánicos domiciliarios. El compostaje doméstico es frecuentemente practicado en pequeños contenedores (<1m³) fácilmente utilizables por los usuarios. Sin embargo, la literatura científica sobre los aspectos operativos del compostaje a pequeña escala cuenta todavía con un número exiguo de publicaciones. Las conclusiones y los resultados obtenidos en investigaciones sobre compostaje a gran escala no siempre son aplicables a composteras de pequeñas dimensiones. De igual manera la utilización de pequeños contenedores como modelo para simular las condiciones de compostaje a mayor escala se enfrenta a dificultades por su reducida masa crítica que pueden limitar su utilización (Lashermes y col., 2012).

El objetivo del trabajo presentado es comparar, en términos de proceso y de características del compost obtenido, el compostaje a escala industrial y a escala doméstica de la misma tipología de residuos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del estudio se compostó paralelamente el mismo tipo de residuos (mezcla de lodos de conserveras, residuos cárnicos procesados, estiércoles y lodos de papera) a dos escalas.

El compostaje a escala industrial (tratamiento “IC”) fue realizado en mesetas descubiertas de más de 1300 t (con frente de 3-4 metros de altura por 2 metros de ancho), volteadas periódicamente con una pala mecánica, en la localidad de Funes (Navarra). El compostaje a pequeña escala (tratamiento “HC”) fue realizado en contenedores de plástico de 320 L en las instalaciones de la ETSIA-UPNA en Pamplona, contando con 4 repeticiones. En ambos casos se efectuaron 5 volteos mensuales y los siguientes cada 2 meses. Se monitorizó la evolución de humedad y temperatura durante el proceso de compostaje. Al cabo de 295 días de proceso se calcularon las reducciones de peso y volumen respecto al material inicial aportado.

Se efectuaron dos muestreos, respectivamente al 4º y 7º mes de proceso, momentos en los cuales se determinaron los índices de madurez mediante test Solvita y test de autocalentamiento (Rottergrade). Las muestras fueron sometidas a caracterización químico-física mediante análisis de peso específico, conductividad eléctrica, pH y composición elemental por LECO y ICP-OES. Las proporciones $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en dichas muestras fueron determinadas mediante CF-IRMS; valores superiores de $\delta^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ indican una mayor evaporación de ^{14}N , más ligero que ^{15}N , y una mayor intensidad del proceso. Se caracterizó la materia orgánica de las muestras mediante análisis de las fracciones de la sustancia húmica, obtenidas por extracción secuencial (Dabin, 1971). Los parámetros determinados fueron (Bernal, 2009): Sustancia Húmica Total (Cex), Carbono Húmico (Cah) y Fúlvico (Cfa), Humification ratio (HR)= Cex/Corg X 100, Humification index (HI)= Cha/Corg X 100, Percent of humic acids (PHA)=Cha/Cex X 100, Polymerization index (PI)=Cha/Cfa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución de las temperaturas varió notablemente dependiendo del tratamiento. La temperatura máxima alcanzada fue superior a 60 °C y parecida en ambos casos (Tabla 1). Mientras en el caso de compostaje doméstico la fase termófila duró sólo los primeros 15 días, el compostaje a escala industrial registró temperaturas >45 °C durante todos los primeros 125 días de proceso monitorizados y consiguientemente una mayor temperatura media, presumiblemente debido a una mayor inercia térmica y a una menor disipación de calor en la fase final (Mason y Milke, 2005; Lashermes y col., 2012).

Tabla 1. Temperaturas registradas durante los primeros 125 días de proceso.

	IC	HC
T media (°C)	58,9	36,5
T máxima (°C)	62,6	60,8
Nº días termófilos*	125	15

* número de días con T>45 °C.

Contrariamente a lo descrito por Barrena y col. (2014) el material compostado en contenedores domésticos requirió de 7 riegos adicionales cuando la humedad del compost fuese inferior al 55 %, debido a mayores pérdidas y a una mayor aireación (Figura 1), mientras en el caso de compostaje a escala industrial sólo fue necesario 1 riego en 295 días de proceso, a pesar de ser las temperaturas muy superiores. Hay que tener en cuenta que los 320 mm de precipitaciones caídas durante los 295 días de proceso (promedio diario 1,08 mm) contribuyeron escasamente a mantener la humedad de las pilas.

El compost doméstico presentó valores inferiores de pH y peso específico a lo largo del proceso. En el control intermedio el material compostado a escala industrial presentaba un menor grado de madurez (Solvita y Rottergrade) todavía pudiéndose apreciar a simple vista

restos de paja sin descomponer utilizada como estructurante (Figura 2). Al cabo del 7º mes el compost industrial todavía presentaba valores de índice Solvita inferiores al doméstico (Tabla 2).

A confirmación de estos resultados el compost doméstico presento al 4º mes valores superiores de $\delta^{15}\text{N}$ (asociado a una mayor intensidad del proceso) y de los parámetros relacionados con el grado de humificación de la materia orgánica (H_i , PHA, PI) y una menor relación C/N (Tabla 3). El valor final de estos parámetros después de 295 días de proceso fue parecido para ambos compost.

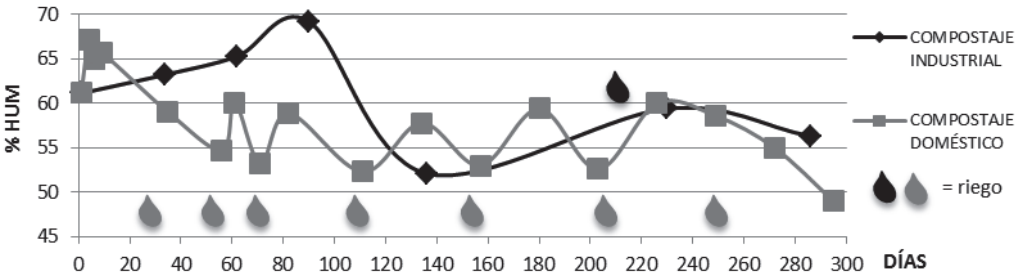


Figura 1. Evolución de la humedad durante los dos procesos de compostaje.

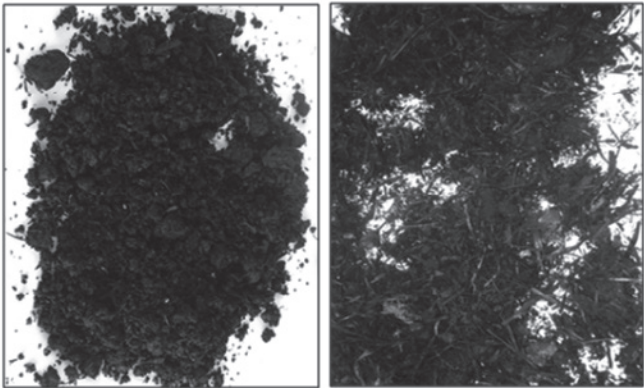


Figura 2. Compost doméstico (izquierda) e industrial (derecha) al 4 mes de proceso.

Tabla 2. Caracterización intermedia y final de los composts obtenidos*.

	residuos iniciales	4º MES		7º MES	
		IC	HC	IC	HC
pH	6,5 ± 0,6	8,8 ± 0,02	7,1 ± 0,17	8,1 ± 0,44	7,2 ± 0,71
CE (mS/cm)	11,3 ± 4,35	7,2 ± 0,66	7,2 ± 0,25	4,8 ± 0,85	4,7 ± 0,2
Peso específico (g/dm³)	723 ± 204	737 ± 55	588 ± 57	402 ± 18	388 ± 20
Índice Solvita	-	3	5-6	4-6	8
Rottergrade	-	III	V	V	V

* valores promedios ± desviación estándar.

Tabla 3. Parámetros químico-físicos de los compost obtenidos*.

	inicial	4º mes		7º mes		295 días	
		IC	HC	IC	HC	IC	HC
Ctot/Ntot	16,3 ±3,2	20,5 ±0,2	18,8 ±0,6	20,5 ±0,2	14,5 ±0,3	13 ±0,6	13,4 ±0,7
Cex (%PS)	10,9 ±0,8	10,3 ±0,2	10,1 ±0,3	10,3 ±0,2	10,1 ±0,2	10 ±0,1	9 ±0,3
Cah (%PS)	6,2 ±0,5	5,5 ±0,1	5,8 ±0,1	5,7 ±0,1	6,1 ±0,1	5,7 ±0,5	6,3 ±0,2
Caf (%PS)	4,7 ±0,5	4,8 ±0,2	4,4 ±0,5	4,6 ±0,2	4 ±0,2	2,5 ±0,4	2,7 ±0,4
HI (%Cah/Corg)	17,8 ±1,3	17,2 ±0,4	17,9 ±2,5	17,9 ±0,	20,2 ±0,4	22,7 ±1,8	24,4 ±0,6
HR (%Cex/Corg)	31,6 ±2,5	32,1 ±0,7	31,5 ±4,9	32,1 ±0,7	33,3 ±0,7	32,7 ±0,2	34,9 ±1,1
PHA (%Cah/Cex)	57,1 ±2,9	53,7 ±1,6	57,1 ±0,9	55,7 ±1,1	60,8 ±1,3	69,4 ±0,3	69,8 ±3,3
PI (Cah/Caf)	1,3 ±0,2	1,3 ±0,1	1,3 ±0,1	1,3 ±0,1	1,6 ±01	2,3 ±0,5	2,3 ±0,4
$\delta^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	8,1 ±1	11,53 ±0,8	13,4 ±1,1	-	-	13,5 ±1,1	13,9 ±1,1
$\delta^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	-24,2 ±1,9	-24,7 ±1,9	-24,6 ±1,9	-	-	-24,7 ±1,9	-24,4 ±1,9

* valores promedios ± desviación estándar.

Debido a una mayor intensidad del proceso el compostaje a pequeña escala presentó una mayor reducción de peso a lo largo de 295 días (Figura 3) respecto al compostaje industrial.

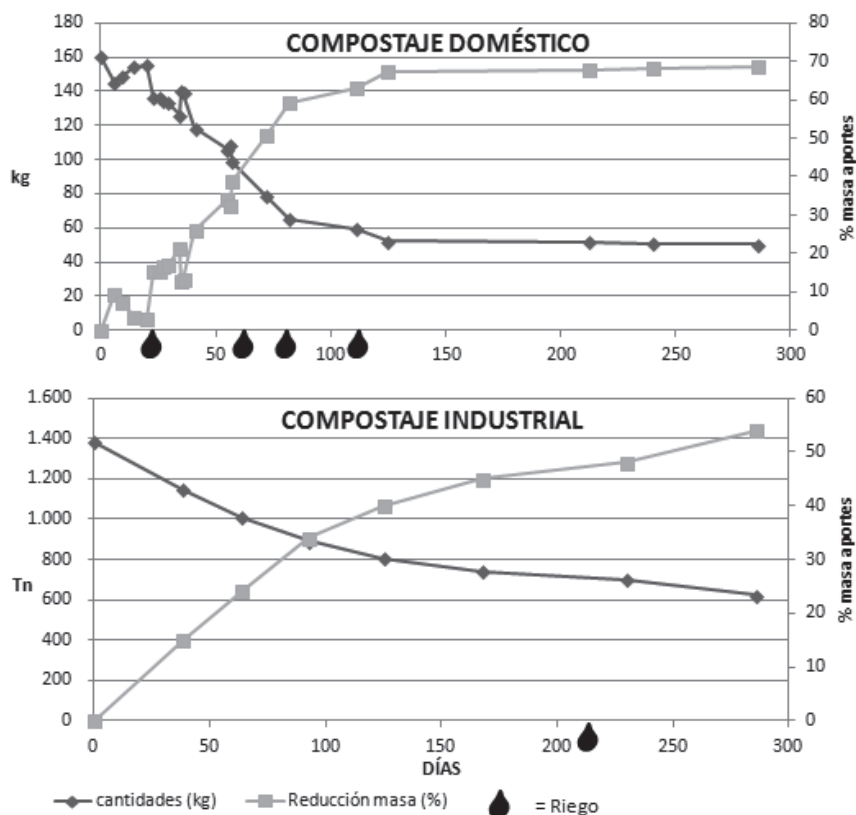


Figura 3. Reducción de masa durante los procesos de compostaje a nivel doméstico e industrial.

4. CONCLUSIONES

Aunque ambos procesos alcanzaron temperaturas similares, la duración de la fase termófila en el caso del compostaje doméstico fue más breve y circunscrita únicamente a los primeros 15 días. Los análisis de muestras intermedias de materiales en proceso de compostaje revelaron una menor madurez y menor humificación de la materia orgánica del compost obtenido a escala industrial, alcanzando valores similares a los del compostaje doméstico a partir del 7º mes. El compostaje doméstico presentó una mayor capacidad de reducción del peso de los materiales compostados a lo largo del proceso.

A la luz de los resultados obtenidos se puede concluir que el proceso de degradación y descomposición fue más intensivo en las primeras fases en el caso del compostaje a pequeña escala, con independencia de las temperaturas medias observadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Barrena R., Font X., Gabarrell X., Sánchez A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manage.* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.008>).
- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.* 100, 5444–5453.
- Dabin B., 1971. Etude d'une méthode d'extraction de la matière humique du sol. *Science du Sol*, 1, 47-48.
- Mason I.G., Milke M.W., 2005. Physical modelling of the composting environment: a review. Part 1: reactor systems. *Waste Manage.* 25, 481-500.
- Lashermes G, Barriuso E, Le Villio-Poitrenaud M, Houot S., 2012. Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. *Waste Manage.* 32, 271-277.

DEGRADACIÓN DE FÁRMACOS ANTIHIPERTENSIVOS MEDIANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUO DEL ARROZ Y LODO DE DEPURADORA

Rafael Boluda^{1*}, José Sancenón², Miguel Gamón², Salvador Mormeneo¹, María Iranzo¹,
Jesús Zueco¹, Lupe Marimón¹, José E. Sanchis¹, María D. Soriano³

¹ Facultat de Farmàcia, Universitat de València, València.

² Laboratori Agroalimentari, CAPA-GV, Burjassot, València.

³ Departament de Producció Vegetal, Universitat Politècnica de València, València.

*E-mail: boluda@uv.es

Resumen: En los últimos años, el estudio de la presencia de residuos farmacéuticos en los diversos compartimentos medioambientales, así como los posibles efectos sobre los seres vivos, son temas de gran interés. La principal fuente de contaminación proviene de las aguas residuales y lodos de depuradora que contienen concentraciones importantes de estos residuos. Los antihipertensivos son medicamentos ampliamente utilizados y han sido detectados en lodos de depuradora, aguas y suelos. Los lodos se emplean en la agricultura y para la obtención de compost que puede ser utilizado como enmienda orgánica, constituyendo una vía de liberación. Por ello, es crucial disponer de tecnologías que eliminen o reduzcan su presencia en lodos, residuos y compost. Este trabajo se centró en el estudio del efecto del proceso de compostaje sobre la eliminación de dos antihipertensivos frecuentemente utilizados: irbesartán y telmisartán. Se llevaron a cabo cuatro experimentos de compostaje a escala de laboratorio con lodo de depuradora y paja de arroz a diferentes proporciones. Las mezclas iniciales se contaminaron con estos medicamentos en concentración superior a la detectada en lodos y se procedió al estudio del proceso. Se realizaron muestreos a diferentes tiempos y se siguió su concentración. La determinación se realizó mediante extracción en fase líquida y cuantificación por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas en tándem, utilizando un espectrómetro de masas con triple cuadrupolo. Después de 30-60 días de compostaje se observó una reducción de la concentración de los medicamentos entre el 81 % y el 94 %. El irbesartán se redujo en todos los experimentos, mientras que el telmisartán se mostró más persistente.

Palabras clave: irbesartán, telmisartán, HPLC-MS/MS.

1. INTRODUCCIÓN

Los antihipertensivos son medicamentos ampliamente utilizados y han sido detectados en lodos de depuradora, aguas y suelos (Boluda y col., 2013). En las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR), los medicamentos pueden eliminarse del agua a través de la adsorción en los lodos. En Europa, cada vez más se está promoviendo el reciclaje de estos lodos y en general de los residuos orgánicos para su posterior aplicación en la agricultura, como sustituyente de los fertilizantes inorgánicos (Bourdat-Deschamps y col., 2014). Actualmente, se sabe que dos de las vías de entrada más importantes de medicamentos al medioambiente son los lodos y el compost (Peysson y Vulliet, 2013). A pesar de que la normativa europea que regula la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo no incluye los fármacos, éstos se consideran contaminantes emergentes debido a sus efectos observados en humanos, animales y otros organismos (Bourdat-Deschamps y col., 2014). Es por ello que reducir la cantidad de residuos de fármacos en las enmiendas orgánicas es de vital importancia y, además, no existen experiencias del efecto del compostaje sobre la reducción de antihipertensivos. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue el estudio de la influencia del proceso de compostaje en la eliminación de dos antihipertensivos comúnmente utilizados en terapia humana: irbesartán (IR) y telmisartán (TEL).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos de compostaje se realizaron con lodo de depuradora procedente de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro (Valencia) y con paja de arroz de los arrozales del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Se elaboraron cuatro mezclas diferentes variando las proporciones de ambos residuos, obteniendo las relaciones C/N que se muestran en la Tabla 1 y ajustando la humedad (H) al 60 %, a las cuales se les adicionó entre 1000 y 2000 mg kg⁻¹ ms de IR y TEL. El residuo del arroz fue el mismo, mientras que el lodo se muestreó en tres épocas diferentes; de tal manera que M1 y M2 se realizaron con el mismo lodo y M3 y M4 con lodos diferentes.

Tabla 1. Contenido de nitrógeno (N) en los lodos, relación C/N y proporciones de lodo/paja (p/p) de las mezclas.

	M1	M2	M3	M4
N lodos (%)	3,65±0,20	3,65±0,20	4,10±0,01	4,95±0,05
C/N	37	29	24	17
Lodo/Paja	1:10,78	1:1,23	1:1,25	1:0,33

El compostaje se desarrolló a escala de laboratorio en vasos Dewar de 8 L que se llenaron por completo con las mezclas y en los que se incorporaron dos sondas, a 25 cm y 50 cm de la base, para el seguimiento de la temperatura. Se realizaron sucesivos volteos y se muestreó a diferentes tiempos con la finalidad de determinar los parámetros habituales y la concentración de los antihipertensivos a lo largo del proceso. Las muestras fueron secadas al aire y pulverizadas (< 0,2 mm) para determinar las características fisicoquímicas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) fueron medidos en un extracto en agua destilada 1:10 (p/v), la materia orgánica total (MOT) se obtuvo a través de la pérdida de peso por calcinación a 550 °C durante 12 horas, el carbono orgánico oxidable (COO) se obtuvo a través del método de Walkley-Black y el nitrógeno total (N_T) con un autoanalizador elemental “CE instruments EA 1110 CNHS elemental analyzer”.

Los fármacos fueron determinados previa extracción en fase líquida según el procedimiento descrito por Boluda y col. (2013). Para ello, se pesaron 5 g de muestra en tubos de centrífuga de 50 ml. Se añadieron 20 ml de una disolución acuosa de acetonitrilo (ACN) al 75 % (v/v) con un 1 % (v/v) de ácido fórmico. Las muestras se agitaron durante 60 min y se centrifugaron a 4.000 rpm durante 5 min. El extracto obtenido se filtró por 0,22 µm. Por otra parte, se prepararon disoluciones estándar de los fármacos objeto de estudio a concentraciones de 100 µg/mL, 10 µg/mL y 1 µg/mL en ACN/agua 98/2 v/v. La fase móvil se preparó con la combinación de un solvente A (5 mmol l⁻¹ de formiato amónico con un 0,1 % (v/v) de ácido fórmico) y un solvente B (metanol). El análisis cuantitativo se realizó mediante cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas en tándem utilizando un equipo 3200 QTRAP® LC/MS/MS de AB SCIEX. Las condiciones del equipo se optimizaron para los compuestos seleccionados. El límite de cuantificación para el IR y el TEL fue de 0,8 µg kg⁻¹ y el porcentaje de recuperación fue de 87 % y 88 % respectivamente.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La elevada concentración de fármacos no afectó al proceso de compostaje. A excepción de M2, la fase termófila se inició en menos de 48 horas. Se alcanzó una temperatura máxima entre 63 y 72 °C, siendo M3 la mezcla más activa. En general, la fase bio-oxidativa duró alrededor de 15 días, destacando el caso de M3, la cual se mantuvo hasta 27 días. Las cuatro mezclas cumplieron los requisitos para asegurar la higienización del producto final (datos no mostrados). Los resultados de los análisis fisicoquímicos siguieron la típica evolución de un

proceso de compostaje, los cuales variaron acorde a las características de la mezcla inicial. Así, el pH, CE y el N_T experimentaron un incremento, mientras que la H, el COO, la MOT y la relación C/N disminuyeron (Tabla 2).

Tabla 2. Características fisicoquímicas de los lodos y la paja de arroz antes de realizar las mezclas y del producto final obtenido después del compostaje de M1, M2, M3 y M4.

Parámetros	Residuos		Producto final			
	Media LD ¹	PA ²	M1	M2	M3	M4
H (%)	83,57±2,06	6,78±0,20	20,85±0,17	39,00±0,04	47,34±0,03	23,29±0,37
pH	7,59±0,18	6,37±0,04	7,48±0,02	8,08±0,01	7,92±0,05	5,79±0,04
CE (dS/m)	4,72±1,43	5,78±0,02	7,13±0,05	8,79±0,34	8,08±0,01	6,59±0,28
MOT (%)	66,64±1,00	85,26±0,04	78,79±0,70	72,38±0,28	66,31±0,10	70,34±0,49
COO (%)	27,68±1,54	34,82±1,05	32,18±0,42	30,72±0,29	28,00±0,02	29,38±0,54
N_T (%)	4,23±0,38	1,06±0,06	1,13±0,06	1,24±0,04	2,24±0,01	3,19±0,13
C/N	6,46±0,54	33,22±1,74	28,72±1,50	24,74±0,32	12,50±0,03	10,85±0,74

¹ Media de los valores de los tres lodos utilizados, ² Paja de arroz.

Por lo que respecta al comportamiento de los antihipertensivos (Figura 2), se observó como la concentración de IR disminuyó considerablemente a los 15-20 días desde el inicio del compostaje. Así, en M1 se redujo un 84,21 %, en M2 un 81,25 %, en M3 un 92,41 % y en M4 un 94,06 %. En los cuatro experimentos el IR siguió una cinética de degradación de primer orden, la cual mostró el menor tiempo de vida media para M3 (5 días), seguida de M1 (9 días), M2 (11 días) y M4 (18 días).

En el caso del TEL sólo se degradó en M4, que también siguió una cinética de primer orden, mostrando un tiempo de vida media de 17 días y un porcentaje de reducción de 88,96 %. Algunos autores, como Nikolai y col. (2006) atribuyen cierta “pseudo-persistencia” a algunos medicamentos debido a que la liberación de los fármacos procedentes de los lodos de depuradora es más rápida que la capacidad del medio ambiente para eliminarlos. Asimismo, otros autores como Yan y col. (2014), indican que algunos antihipertensivos son persistentes en los lodos tras su tratamiento en las EDAR.

En relación con la degradación de TEL en M4 (Figura 2), podría ser debido a un efecto de bioaumentación de comunidades de microorganismos adaptados presentes en el lodo empleado para elaborar esta mezcla, que fueron capaces de degradarlo dada su mayor proporción y/o podrían no estar presentes en el lodo empleado en el resto de los experimentos. La reducción de la concentración de ambos compuestos puede ser debida a la degradación química y/o biológica. No hay razones obvias por las cuales IR sea más susceptible a la degradación que TEL. No obstante, los resultados indican una menor susceptibilidad a la descomposición del TEL. Resultados semejantes, aunque con otros fármacos, han sido obtenidos por Vasskog y col. (2009), los cuales encontraron que los antidepresivos Fluoxetina y Paroxetina mostraron mayores tasas de reducción que sus homólogos Citalopram y Sertralina, sin poder dar una explicación a este hecho.

Como la concentración inicial de los experimentos fue muy superior a la observada en los lodos, nuestros experimentos no pueden dar una estimación precisa de lo que ocurrirá para concentraciones reales. Por otra parte, no existen evidencias acerca de los productos resultantes de la degradación de estos fármacos, así como de su toxicidad y persistencia en el medio ambiente. Por todo ello, deben realizarse nuevas investigaciones con el fin de dilu-

cidar los productos de descomposición y sus tasas de reducción a las concentraciones reales observadas en los compartimentos medioambientales. Asimismo, es también importante investigar las especies microbianas participantes en el proceso de degradación con fines a la biorremediación.

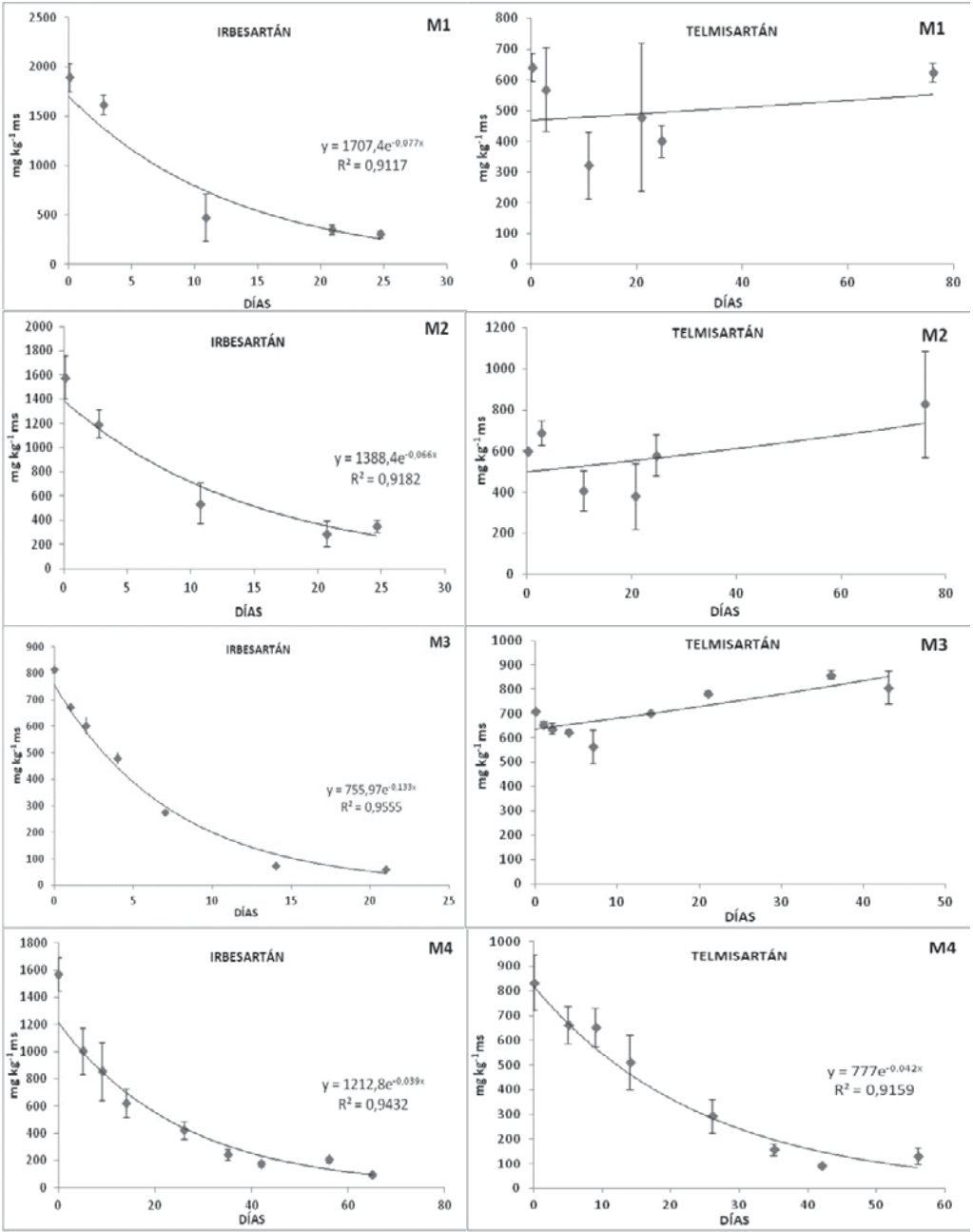


Figura 2. Cambios en las concentraciones de IR y TEL durante el compostaje: C/N = 37 (M1), C/N = 29 (M2), C/N = 24 (M3), C/N = 17 (M4).

4. CONCLUSIONES

Este trabajo demuestra que la concentración de antihipertensivos puede reducirse durante el compostaje de lodo de depuradora y residuo del arroz. De los antihipertensivos estudiados, los mayores porcentajes de reducción se midieron para el irbesartán, mientras que el telmisartán se mostró más persistente. La proporción de la mezcla también influyó en la reducción del irbesartán, observándose el menor tiempo de vida media para la relación C/N = 24, mientras que el telmisartán sólo se degradó en presencia de elevada proporción de lodo (C/N = 17) no disminuyendo su concentración después de 60 días en las demás mezclas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Boluda, R., Romera, D., Sancenón, J., Gamón, M., Mormeneo S., Iranzo, M., Marimón, L., Atzeni, S., 2013. Determination of fungicides, pharmaceuticals and mycotoxins in solid samples using liquid extraction followed by liquid chromatography/quadrupole-linear ion trap mass spectrometry. *9th Iberian and 6th Iberoamerican Congress on Environmental Contamination and Toxicology*. Valencia.
- Bourdat-Deschamps, M., Leang, S., Bernet, N., Daudin J., Nélieu, S., 2014. Multi-residue analysis of pharmaceuticals in aqueous environmental samples by online solid-phase extraction-ultra-high-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry: Optimisation and matrix effects reduction by quick, easy, cheap, effective, rugged and safe extraction. *J. Chromatogr. A* 1349, 11-23.
- Nikolai, N., McClure, E., McLeod, S., Wong, C., 2006. Stereoisomer quantification of the β -blocker drugs atenolol, metoprolol, and propranolol in wastewaters by chiral high-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1131, 103-109.
- Peysson, W., Vulliet, E., 2013. Determination of 136 pharmaceuticals and hormones in sewage sludge using quick, easy, cheap, effective, rugged and safe extraction followed by analysis with liquid chromatography-time-of-flight-mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1290, 46-61.
- Vasskog, T., Bergersen, O., Anderssen, T., Jensen, E., Eggen, T., 2009. Depletion of selective serotonin reuptake inhibitors during sewage sludge composting. *Waste Manage.* 29, 2808-2815.
- Yan, Q., Gao, X., Huang, L., Gan, X., Zhang, Y., Chen, Y., Peng, X., Guo, J., 2014. Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the largest municipal wastewater treatment plant in Southwest China: Mass balance analysis and consumption back-calculated model. *Chemosphere* 99, 160-170.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido subvencionado por el MINECO y la GVA, proyectos AGL2011-29382 y ACOMP2013/153 respectivamente. Los autores también agradecen a la empresa CINFA su aportación en la obtención de los fármacos puros.

ANÁLISIS TÉRMICO Y ESPECTROSCÓPICO DE LODOS DE DEPURADORA. TRATAMIENTO QUIMIOMÉTRICO DE DATOS

Julio Martín-Mata¹, Ángel L. Torres-Climent¹, Frutos C. Marhuenda-Egea^{2*}, Encarnación Martínez-Sabater², Raúl Moral¹, Concepción Paredes¹

¹Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), Spain.

²Department of Agrochemistry and Biochemistry, University of Alicante. Ap. 99, E-03080 Alicante, Spain.

*E-mail: frutos@ua.es

Resumen: Los lodos de depuradora pueden representar un grave problema a nivel de medio ambiente, tanto a nivel local como a nivel global. Mediante análisis térmico y espectroscopia de infrarrojos mediante transformada de Fourier (FT-IR) hemos analizado un total de 287 lodos de depuradora de diferentes orígenes. Los datos obtenidos se han analizado mediante herramientas quimiométricas de análisis multivariante de datos. Los lodos de depuradora se han obtenido de plantas de sudeste de la península ibérica y corresponden a un total de alrededor de 500.000 habitantes por año. Mediante análisis térmico podemos determinar la presencia de materiales con diferente labilidad, que nos permiten obtener buenas clasificaciones de las muestras. La espectroscopia FT-IR permite una buena y rápida caracterización de los lodos, estando los diferentes espectros dominados por señales de carbonatos, carbonos alifáticos y amidas, con un posible origen proteínico. Hemos tratado de clasificar las muestras, con las herramientas quimiométricas adecuadas, en función de su tratamiento en planta, de tal forma que podamos tener elementos adecuados de decisión para poder hacer una adecuada gestión medioambiental de estos materiales, minimizando los riesgos.

Palabras clave: Análisis multivariante, espectroscopia, infrarrojos, termogravimetría,

1. INTRODUCCIÓN

Las técnicas de descomposición térmica como la termogravimetría (TG), termogravimetría derivativa (DTG) y análisis térmico diferencial (DTA) se han utilizado durante muchos años con el fin de conocer las características estructurales de la materia orgánica natural, pudiendo obtener información importante acerca de sus características químicas (Blanco y Almendros, 1994, Dell'Abate y col., 2000, Smidt y Lechner, 2005). Esta técnica se basa en calentar la muestra en atmósfera controlada, obteniendo información cualitativa y cuantitativa de la composición de la muestra (Pietro y Castaldi, 2004). Con esta técnica se consigue hacer un seguimiento de la variación de masa de una muestra en función de la temperatura y/o el tiempo. La absorción en la región infrarroja se debe a movimientos rotacionales y vibracionales de los enlaces químicos o los grupos funcionales de una molécula. La espectroscopia infrarroja es muy sensible a los diferentes grupos funcionales presentes en las moléculas. Si la luz infrarroja que incide sobre la muestra tiene la misma frecuencia que alguna de estas vibraciones, la energía es absorbida y la amplitud de esa vibración se ve aumentada. Uno de los espectrofotómetros de infrarrojos es el de transformada de Fourier (FT-IR). Para el tratamiento de datos utiliza la transformada de Fourier, de manera que se transforma la señal de dominio del tiempo al dominio de la frecuencia. Esta es una herramienta importante para la caracterización cualitativa y no destructiva de los grupos químicos principales que forman parte de la materia orgánica (Haberhauer y col., 1998, Chefetzy col., 1998, Smidt y Meissl, 2007).

Los biosólidos o lodos de depuradora son materiales generados en el tratamiento de las aguas residuales urbanas de forma creciente y cuyo destino no está convenientemente optimizado a nivel económico y medioambiental. La producción de lodos en España ha mantenido un crecimiento prácticamente constante en los últimos años y, según datos

provisionales, ha alcanzado en 2007 la cifra de 1.169 miles de toneladas de materia seca. La creciente producción de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales domésticas y/o urbanas, está planteando problemas derivados de su correcta gestión, tratamiento y, sobre todo, para su eliminación. Una de las soluciones escogidas para lograr una gestión respetuosa con el medio ambiente es la utilización de los lodos como abono agrícola. La composición de los lodos, aunque variable, les convierte en una fuente de materia orgánica y de elementos fertilizantes para su utilización en la actividad agraria, que resulta ser la vía más adecuada para su eliminación, al permitir su incorporación a los ciclos naturales de la materia y la energía. Se produce así un doble beneficio, ambiental y agrario, consecuencia por una parte de su eliminación sin alteración relevante del equilibrio ecológico, y por otra, del efecto que se deriva de su aplicación en los suelos, que aumentan su contenido en materia orgánica y nutrientes. Pero sea cual sea el destino final de estos lodos, un punto clave es la caracterización de los mismos. Para ello, emplearemos diferentes técnicas, como son el análisis térmico y la espectroscopia de infrarrojos por transformada de Fourier (FT-IR).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Muestras de lodos de depuradora

Se han estudiado 94 lodos de depuradora generados en 80 estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR) situadas en el sureste español. Estas EDAR dan servicio a una población de más de 500000 habitantes. El caudal de tratamiento es de 200 hm³ anual, con una producción de lodos de 80000 toneladas aproximadamente. Se han recopilado y clasificado los datos de interés respecto a estación depuradora, municipio, provincia, tipo de tratamiento, acondicionamiento del lodo, destino, caudal diseño (m³/día) y caudal funcionamiento (m³/día) y habitantes equivalentes. Los lodos utilizados en esta experiencia se muestrearon en el período 2001-2008. Los análisis se realizaron en los laboratorios del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la E.P.S. Orihuela, Departamento de Agroquímica y Bioquímica y SSTI de la Universidad de Alicante.

Las muestras se utilizaron tal y como llegaron al laboratorio, tras un proceso de molido en mortero de ágata.

2.2. Análisis térmico

El análisis térmico se llevó a cabo en un equipo METTLER TOLEDO (TGA/SDTA851e/LF/1600) y PFEIFFER VACUUM (THERMOSTAR GSD301T) que permite registrar de forma simultánea el termograma y el espectro de masa de la combustión de gases. Todas las muestras se quemaron con una corriente de oxígeno/helio (20/80 %), una circulación de gas a 100 ml min⁻¹ con un rango de temperatura de 25 a 800 °C en un intervalo de 10 °C min⁻¹, 14-15 mg de muestra y una cazoleta de Al₂O₃.

2.3. Espectroscopia de infrarrojo cercano mediante transformada de Fourier (FT-IR)

Los espectros del FT-IR se obtuvieron con un espectrómetro BRUKER IFS 66. La resolución fue de 4 cm⁻¹ y el rango de operación fue de 600 a 4000 cm⁻¹. La técnica analítica empleada es espectroscopia FT-IR de reflexión total atenuada (ATR). Los espectros se recogieron con el accesorio de ATR que presiona la muestra sobre el cristal de diamante. El espectro de cada muestra se obtuvo de la media de 20 barridos y se corrigió el fondo frente a aire.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras analizadas de lodos de depuradora mostraban una enorme variabilidad en su composición, en cuanto a materia orgánica se refiere. Las curvas de TG expresan la pérdida

de masa total de la muestra debido a la combustión de la materia orgánica en una atmósfera oxidante. Esto se traduce en perfiles de TG muy diferentes (Figura 1). El tipo y la cantidad de materia orgánica presente en la muestra, nos sirve para obtener una clasificación de las muestras. Podemos observar como la cantidad de materia orgánica quemada durante el tratamiento térmico presenta una gran variabilidad. Hemos de tener en cuenta que tenemos lodos que provienen de grandes estaciones EDAR y otras de estaciones que dan servicio a poblaciones muy pequeñas de la zona de la montaña de Alicante principalmente. Esta diferencia en el tamaño de las estaciones y en la cantidad de materiales que llegan a la depuradora, así como el tiempo de residencia en la misma, pueden ser factores clave para determinar el tipo de lodo que tenemos al final del proceso de tratamiento de los residuos en la estación EDAR.

Tenemos muestras en las que se ha quedado sólo un residuo de alrededor del 20 % de la materia inicial. En otros casos, el residuo está por encima del 60 % del material inicial. Estos valores del 60 % se alcanzan cuando llegamos a temperaturas por encima de 800 °C. Cuando vemos la cantidad de material que queda sin quemar a temperaturas menores, alrededor de 600 °C, el porcentaje de material sin quemar está por encima del 80 % en algunos casos. Hemos de considerar que entre 600 °C y 800 °C, se produce la oxidación de los carbonatos. Es decir, la proporción de material inorgánico en algunos de los lodos es muy alta.

Cuando estudiamos estos perfiles mediante la derivada primera de los datos (DTG), conseguimos transformar los cambios de pendiente en picos que nos permiten apreciar las temperaturas a las que se produce la combustión de las distintas especies químicas presentes en las muestras. La primera pérdida de masa se debe a la deshidratación de la muestra (Figura 1). Este proceso es endotérmico, al contrario que los procesos de combustión que se producen a temperaturas más elevadas. Para evitar interferencias entre este proceso de pérdida de agua residual y los procesos de combustión que queremos estudiar, mantenemos la temperatura a 105 °C durante 10 minutos. La segunda pérdida de masa entre 200 y 430 °C se atribuye al componente celulósico de la materia orgánica, este material es más lábil. Mientras que la tercera, entre 430 y 580 °C, se relaciona con los componentes más complejos como lignina, cadenas alifáticas y materia humificada, los cuales son materiales más resistentes. A temperaturas superiores a 650 °C se produce la oxidación de los carbonatos presentes en las muestras. Este material inorgánico puede representar una parte importante en alguno de los lodos analizados.

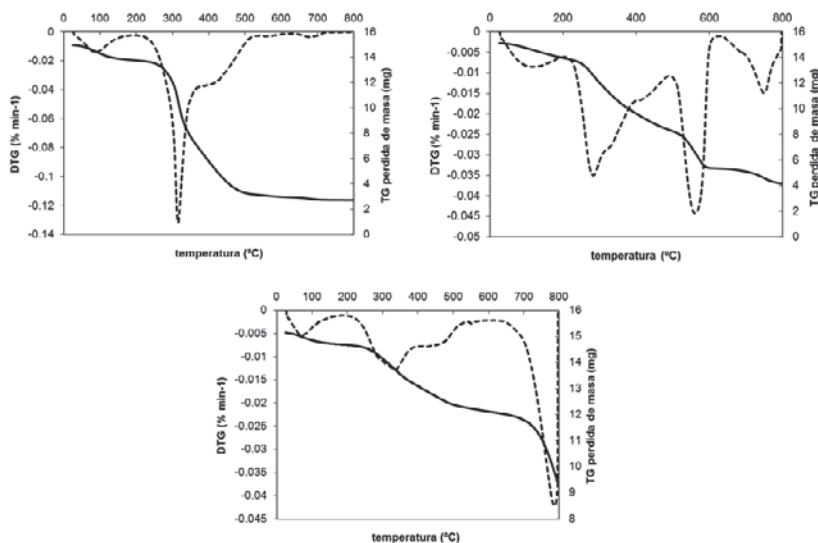


Figura 1. Perfiles de TG y de DTG de diferentes tipos de lodos de depuradora.

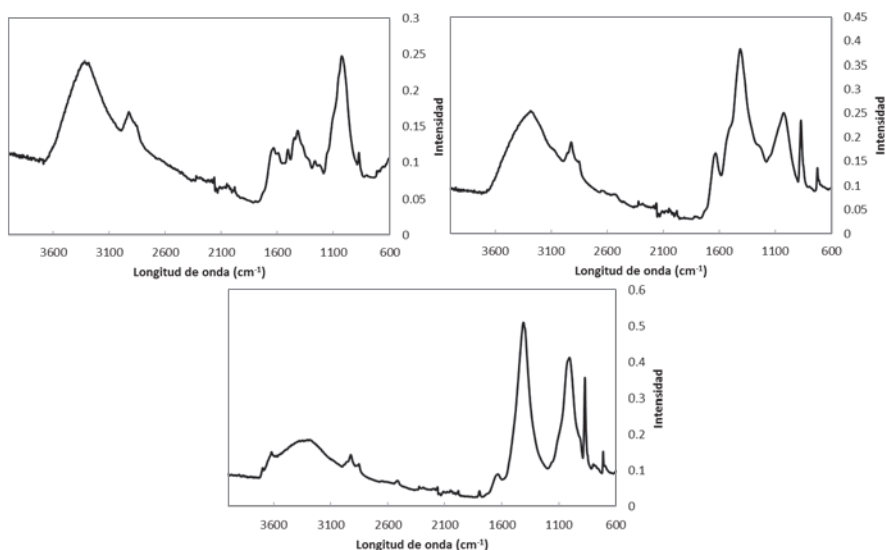


Figura 2. Espectros de FT-IR de las muestras de lodos. Son las mismas muestras que se recogen en la Figura 1.

Los análisis mediante FT-IR están en concordancia con los resultados obtenidos mediante análisis térmico, consiguiendo unos espectros donde podemos analizar las bandas específicas de las biomoléculas que componen el lodo (Figura 2). Por ejemplo, en el espectro de la Figura 2 superior izquierda, se observa un pico a 1030 debido a carbohidratos. En el espectro de la derecha se observa una mayor variedad de picos, mientras que el espectro inferior, se observa un pico muy acusado a 875 cm^{-1} relacionado con carbonatos. Por tanto, la complementariedad de ambas técnicas puede ser clave para decidir sobre el mejor uso y aprovechamiento de los lodos.

4. BIBLIOGRAFÍA

- Blanco M.J., Almendros G. J., 1994. Maturity assessment of wheat straw composts by thermogravimetric analysis. *Agric. Food Chem.* 42, 2454-2459.
- Chefetz B., Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Hadar, Y., Chen, Y., 1998. Humic acid transformation during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 27, 794-800.
- Dell' Abate M.T., Benedetti A., Sequi P. J., 2000. Thermal methods of organic matter maturation monitoring during a composting process. *Therm. Anal. Cal.* 61, 389-396.
- Haberhauer G., Rafferty B., Strebl F., Gerzabek M.H., 1998. Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR spectroscopy. *Geoderma* 83, 331-342.
- Pietro M., Castaldi P., 2004. Thermal analysis for the evaluation of the organic matter evolution during municipal solid waste aerobic composting process. *Thermochim. Acta* 413, 209-214.
- Smidt E., Meissl K., 2007. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. *Waste Manage.* 27, 268-276.
- Smidt E., Lechner P., 2005. Study on the degradation and stabilization of organic matter in waste by means of thermal analyses. *Thermochim. Acta*, 438, 22-28.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (antiguo Ministerio de Ciencia e Innovación, AGL2008-05389, AGL2009-12371-C02-01), cofinanciado por el Plan E y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2010/177).

ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS MEDIANTE PIROSECUENCIACIÓN DE LOS GENES 16S Y 18S ARNR DE UN SUELO ENMENDADO CON LODO CONVENCIONAL Y ATAD

Eva Lloret^{1*}, José A. Pascual¹, Eoin L. Brodie², Nicholas J. Bouskill², Marta Goberna^{1,3}

¹Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Aptdo. de Correos 164, Espinardo, 30100 Murcia, Spain, ²Ecology Department, Earth Sciences Division, LBNL, Berkeley, CA, 94720, ³Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-UVEG-GV), Carretera Moncada - Náquera, Moncada, Spain.

*E-mail: e.lloret22@gmail.com

Resumen: La aplicación agrícola de lodos es una práctica ampliamente extendida debido a sus propiedades beneficiosas para el suelo (García y col., 2000). Sin embargo, todavía no se conoce en profundidad cómo los distintos procesos de estabilización de los lodos afectan a su comunidad microbiana así como a aquella de los suelos enmendados. En este estudio se ha evaluado mediante pirosecuenciación de los genes 16S ARNr, para bacterias y arqueas, y 18S ARNr para hongos, los efectos del proceso de estabilización de lodos sobre su comunidad microbiana así como sobre la de los suelos enmendados. Los resultados obtenidos muestran que el proceso de estabilización de lodos modifica considerablemente la comunidad microbiana de los mismos. Sin embargo, respecto a los cambios en la estructura y diversidad de la comunidad microbiana de los suelos enmendados, nuestros resultados indican que esta alteración se debe mayoritariamente a los cambios inducidos en las propiedades químicas del suelo tras la adición de los lodos, más que al aporte de nuevos microorganismos.

Palabras clave: Lodos de depuradora, digestión aerobia termófila (ATAD), bacterias, hongos, arqueas.

1. INTRODUCCIÓN

En Europa se producen más de diez toneladas de lodos de depuradora (materia seca) por año, 37 % de las cuales se utilizan con fines agrícolas. En el caso de España, este porcentaje asciende al 83 % de los lodos generados (Milieu y col., 2010).

La digestión mesófila anaerobia (MAD) es uno de los procesos más utilizado mundialmente para la estabilización de los lodos de depuradora, y está definida como un tratamiento convencional en la Propuesta de Directiva Europea relativa al uso agrícola de lodos. Por otro lado, la digestión aerobia termófila (ATAD), está considerada como un tratamiento avanzado para la estabilización de lodos (Comisión Europea, 2003).

Los objetivos de este estudio fueron por un lado, evaluar los efectos del proceso de estabilización de lodos sobre la comunidad microbiana de los mismos, y por otro, evaluar los efectos de la aplicación de lodos MAD y ATAD sobre las características químicas y la comunidad microbiana del suelo, en relación con un suelo control y otro sometido a fertilización mineral.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Enmiendas orgánicas y tratamientos

Los lodos empleados proceden de la EDAR de Molina de Segura (Murcia) y se obtuvieron tras una digestión anaerobia mesófila (MAD) y una digestión aerobia termófila (ATAD). Se realizaron cuatro tratamientos experimentales: 1) suelo control, 2) suelo con fertilización mineral (NH_4NO_3 y KH_2PO_4), 3) suelo enmendado con lodo MAD y 4) suelo enmendado con lodo ATAD. Tanto la fertilización mineral como ambas fertilizaciones orgánicas fueron aplicadas en un ratio de $1,8 \text{ g N kg}^{-1}$ de suelo (peso seco). El ensayo tuvo lugar en invernadero, durante 66 días y sobre un cultivo de melón.

2.2. Extracción de ADN y pirosecuenciación del gen SSU ARNr

Se extrajo el ADN de 0,1 g de lodo previamente liofilizado y de 0,5 g de muestras de suelo tomadas al final del ensayo según el protocolo de CTAB propuesto por Ivanov y col. (2009). Las muestras de DNA fueron amplificadas mediante PCR usando primers universales que codificaban la región SSU ARNr V9. La librerías génicas fueron creadas mediante el kit SV emPCR(Lib-A, Roche, Indianapolis, IN, USA) y secuenciadas en un secuenciador 454 GS-FLX (Roche, Indianapolis, IN, USA). Las secuencias brutas fueron procesadas mediante el software QIIME (Caporaso y col., 2010).

2.3. Análisis estadístico

Los efectos del tratamiento sobre la comunidad microbiana (estructura y abundancia relativa) fueron analizados mediante un análisis de varianza multivariado por permutaciones y por modelos lineales generalizados. El efecto del proceso de estabilización de los lodos sobre su diversidad microbiana y el efecto de las distintas enmiendas sobre la microbiota del suelo fueron evaluados mediante una prueba t de Student y por un ANOVA de una vía respectivamente. La evaluación de la relación entre la comunidad microbiana de los lodos MAD y ATAD respecto a los suelos enmendados se calculó mediante matrices de correlación entre matrices de distancia de abundancia de UTOs. Los análisis estadísticos se realizaron en R (R CoreTeam, 2012).

3. RESULTADOS

3.1. Estructura de la comunidad microbiana de los lodos

La estructura de la comunidad de procariotas fue significativamente distinta en función del proceso de estabilización de los lodos ($r^2_{1,8}=0,518$; $p=0,006$). Este resultado se mantuvo cuando las bacterias y las arqueas se analizaron independientemente ($r^2_{1,8}=0,518$; $p=0,006$, $r^2_{1,8}=0,398$; $p=0,01$, respectivamente). Para el caso de los lodos, los hongos se mantuvieron por debajo del límite de detección.

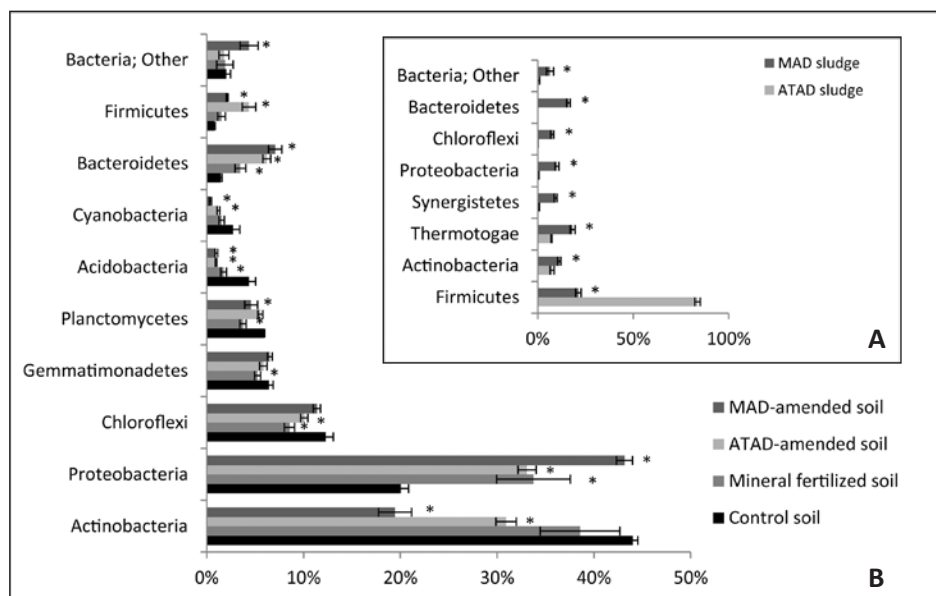


Figura 1. Abundancia relativa de filos de bacterias en los lodos ATAD y MAD (A) y en los suelos control, fertilizados mineralmente, y enmendados con lodo (B). Las barras representan los errores estándar y los asteriscos diferencias significativas entre los tratamientos ($p<0,05$).

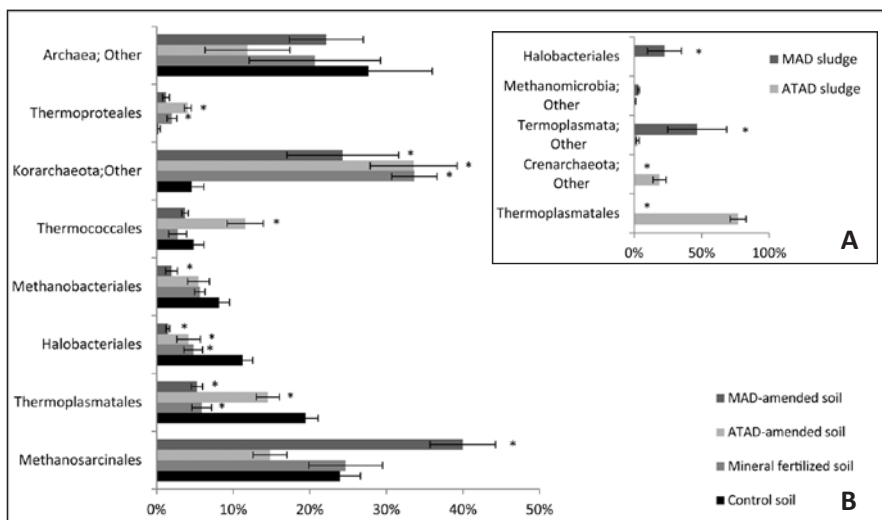


Figura 2. Abundancia relativa de órdenes de arqueas en los lodos ATAD y MAD (A) y en los suelos control, fertilizados mineralmente, y enmendados con lodo (B). Las barras representan los errores estándar y los asteriscos diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

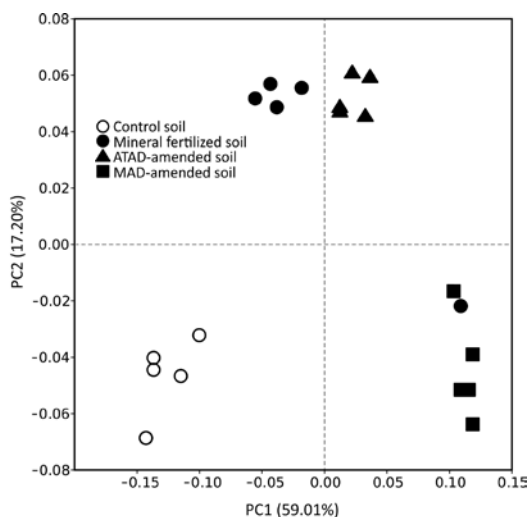


Figura 3. Análisis de coordenadas principales ponderado de la comunidad microbiana de los suelos control, fertilizados mineralmente, y enmendados con lodo.

Las comunidades microbianas del lodo MAD fueron significativamente más diversas que las del lodo ATAD, tanto en términos de riqueza de especies (Chao1), como de diversidad filogenética (Faith's PD) (datos no mostrados). Las Figuras 1ª y 2ª muestran las bacterias y las arqueas, respectivamente en los lodos MAD y ATAD.

3.2. Estructura de la comunidad microbiana de los suelos

Todas las enmiendas (tanto mineral como orgánicas) alteraron significativamente la estructura de la comunidad microbiana respecto al suelo control ($r^2_{1,18} = 0,347$; $p = 0,001$). Este resultado se mantuvo cuando bacterias, arqueas y hongos se analizaron independientemente

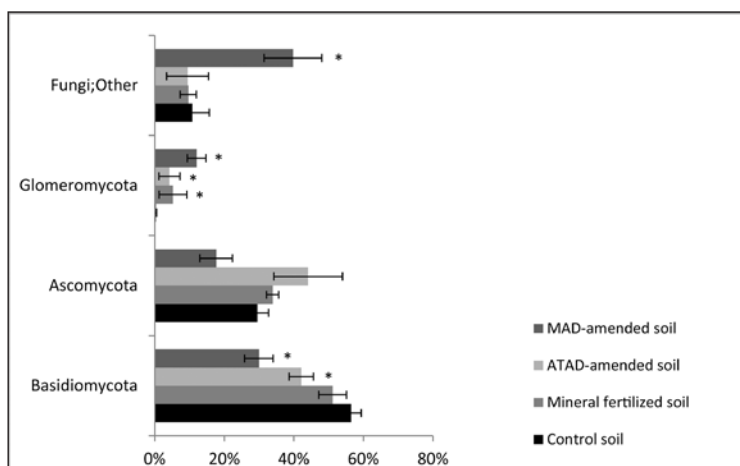


Figura 4. Abundancia relativa de filos de hongos en los suelos control, fertilizados mineralmente, y enmendados con lodo. Las barras representan los errores estándar y los asteriscos diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

($r^2_{1,18}=0,349$; $p=0,001$, $r^2_{1,18}=0,289$; $p=0,001$, $r^2_{1,18}=0,264$; $p=0,001$, respectivamente). La Figura 3 representa la comunidad microbiana del suelo en un ACoP donde se observan cuatro pequeños grupos para cada uno de los tratamientos.

La adición de lodo MAD produjo el cambio más significativo en la comunidad microbiana, mientras que los tratamientos fertilizados mineralmente y lodo ATAD presentaron las comunidades más similares. Respecto a la diversidad microbiana, ésta disminuyó en todos los tratamientos respecto al suelo control (datos no mostrados). La comunidad de bacterias, arqueas y hongos se muestra en las Figuras 1B, 2B y 4, respectivamente.

4. DISCUSIÓN

El proceso de estabilización al que los lodos fueron sometidos alteró en gran medida la estructura y composición de su comunidad microbiana. Mientras el lodo MAD presentó una comunidad microbiana muy diversa en la que siete filos bacterianos tenían una abundancia relativa similar, el lodo ATAD se caracterizó por su baja diversidad, donde las bacterias formadoras de esporas (Firmicutes y Actinobacteria) y taxones termófilos (Thermotogae, Thermoplasmatales y Crenarcheota) tomaron protagonismo. Estos resultados están en consonancia con los de otros autores como Hayes y col. (2011).

Tanto la fertilización mineral como los lodos MAD y ATAD, alteraron la estructura de la comunidad microbiana del suelo reduciendo su diversidad. En relación a las enmiendas orgánicas, los resultados obtenidos indicaron que la modificación de la comunidad microbiana del suelo no fue causada por la acción directa de los microorganismos del lodo, ya que no se observó ninguna correlación entre estas, lo que apoya los resultados de Ros y col. (2006). De hecho, parecen indicar que los cambios en las características químicas del suelo, principalmente CE, pH y COT (datos no mostrados) como efecto de la aplicación de las enmiendas, fueron los causantes de la modificación en la microbiota del suelo. Estos factores abióticos, que han sido frecuentemente descritos como determinantes de la huella genética microbiana (Fierer y Jackson, 2006), fueron significativamente modificados por la adición de los lodos. Entre ellos, la CE fue el factor más relevante en la modificación de la comunidad microbiana, probablemente debido a la selección de microorganismos tolerantes a la salinidad. Otro de los factores que tuvo gran influencia sobre la microbiota del suelo fue el pH, factor que ha sido descrito como el más fuertemente correlacionado con la comunidad fúngica (Marschner

y col., 2003). Por último, el COT, también estuvo fuertemente correlacionado con la comunidad microbiana del suelo. Debido al bajo contenido de C de nuestros suelos, las adición de materia orgánica a través de la aplicación de lodos produce un enriquecimiento selectivo de los microorganismos produciendo una disminución en su diversidad (Goldfarb y col., 2011).

Los cambios en la comunidad bacteriana del suelo se manifestaron en el descenso del número de Actinobacterias y en el aumento de las Proteobacterias. Las Actinobacterias pueden ser muy abundantes en suelos áridos con bajo contenido en C (Bachar y col., 2010), mientras que las proteobacterias suelen convertirse en competidores superiores en condiciones de enriquecimiento de carbono, desplazando así a otras bacterias (Goldfarb y col., 2011). Respecto a las poblaciones de arqueas, se incrementó el contenido de Thermococcales (taxón termófilo) en los suelos enmendados con lodo ATAD, mientras que en los que contenían lodo MAD aumentaron las poblaciones de metanógenos tales como los Methanosarcinales. En cuanto a las poblaciones de hongos, todos los tratamientos aumentaron la abundancia relativa de las poblaciones de Glomeromycota, los cuales forman micorrizas arbusculares con las plantas (Smith, 2008) pudiendo, por tanto, aumentar el suministro agua y nutrientes en los tratamientos enmendados.

5. CONCLUSIONES

La aplicación de lodos de depuradora como enmienda orgánica modificó la comunidad microbiana del suelo, estando la magnitud de estos cambios estrechamente relacionada con el proceso de estabilización al que previamente habían sido sometidos. En este estudio, el lodo avanzado ATAD produjo menores cambios en el ambiente del suelo y en su microbiota, a la par que aumentó la actividad microbiana y el desarrollo de la planta (datos no mostrados) presentándose, pues, como una alternativa excelente a la fertilización mineral.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Bachar A., Al-Ashhadb A., Soares M.I., Sklarz M.Y., Angel R., Ungar E.D., Gillo O., 2010. Soil microbial abundance and diversity along a low precipitation gradient. *Microb. Ecol.* 60, 453–461.
- Caporaso J., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F., Costello E. y col., 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nat Methods.* 7, 335–336.
- Comisión Europea. 2003. Proposal for a Directive of the European parliament and of the council on spreading of sludge on land. European Commission, Brussels.
- Fierer N., Jackson R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *PNAS.* 103, 626–631.
- García C., Hernández T., Pascual J.A., Moreno J.L., Ros M., 2000. Microbial activity in soils of SE Spain exposed to degradation and desertification processes. Strategies for their rehabilitation. Ed. García C., Hernández T., Murcia, pp. 93–143.
- Goldfarb K.C., Karaoz U., Hanson C.A., Santee C.A., Bradford M.A., Treseder K.K. y col., 2011. Differential growth responses of soil bacterial taxa to carbon substrates of varying chemical recalcitrance. *Front Microbiol.* 2, 1–10.
- Hayes D., Izzard L., Seviour R., 2011. Microbial ecology of autothermophilic aerobic digester (ATAD) systems for treating waste activated sludge. *Syst. Appl. Microbiol.* 34, 127–138.
- Ivanov I.I., Atarashi K., Manel N., Brodie E.L., Shima T., Karaoz U. y col., 2009. Induction of intestinal TH17 cells by segmented filamentous bacteria. *Cell* 139, 485–498.
- Marschner P., Kandeler E., Marschner B., 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biol. Biochem.* 35, 453–461.
- Milieu Ltd, WRc and RPA for the European Commission., 2010. DG Environment under Study Contract DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r, Brussels, Belgium.
- R Core Team, 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Ros M., Pascual J.A., García C., Hernández M.T., Insam H., 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 3443–3452.
- Smith S.E., Read D.J., 2008. Mycorrhizal symbiosis. New York: Academic Press.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el proyecto 324/pc08/2-04.3 incluido en el Programa Nacional de I+D+i 2008-2011 y por el programa JAE cofinanciado por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas y el Fondo Social Europeo.

HERRAMIENTA DE EVALUACIÓN DE SISTEMAS DE GESTIÓN DE ESTIÉRCOLES: PROYECTO LIFE+ MANEV

Marta Teresa Fernández^{1*}, Eva Herrero Mallén¹, Berta Bescós Roy¹, Marta López de Torres¹

¹SARGA, Departamento de Proyectos Estratégicos, Avda. César Augusto 14, 5ª planta, E-50004 Zaragoza

*E-mail: mteresa@sarga.es

Resumen: Existen diversos factores que influyen a la hora de determinar cuál es el sistema de gestión de estiércoles que más se adapta a las necesidades de una zona: medioambientales, económicos, energéticos, agronómicos, sociales, sanitarios y legales. Dentro del proyecto LIFE+ MANEV (www.life-manev.eu), que cuenta con la contribución de la Comisión Europea, se desarrolla un software de uso libre disponible on-line como herramienta de ayuda en la toma de decisiones. La herramienta evalúa desde un punto de vista global los efectos que tiene la implantación de un sistema de gestión, compuesto por una o varias tecnologías de tratamiento, teniendo en cuenta la localización del escenario, la/s explotación/es ganaderas (tipo de estiércol y cantidad producida) y las parcelas disponibles para la valorización agrícola. Las tecnologías de tratamiento incluidas en la herramienta responden a las existentes hoy en día a escala real. El objetivo es dotar a Europa de una herramienta de evaluación común a las diferentes tecnologías de tratamiento y sistemas de gestión que hagan sostenible el sector agropecuario y sirvan de apoyo a la administración.

Palabras clave: tecnología de tratamiento, software de apoyo, purín, deyección ganadera, análisis global.

1. INTRODUCCIÓN

La producción ganadera se ha incrementado e intensificado en los últimos años. El impacto medioambiental producido por la concentración de esta actividad en sitios determinados conlleva un deterioro cualitativo del aire, agua y suelo, sin olvidar las molestias producidas por los malos olores, que pueden ser el principal motivo de quejas sociales. Además, existe un riesgo de propagación de enfermedades, debido especialmente a una incorrecta gestión del estiércol (Burton y Turner, 2003). Si continúa la tendencia, será necesario desarrollar tecnologías y estrategias para controlar los problemas medioambientales asociados (Petersen y col., 2007).

En Europa hay, en estos momentos, una falta de unificación de criterios para resolver los problemas medioambientales generados en áreas con alta densidad ganadera. Existe un gran número de estudios científicos teóricos y a escala de laboratorio sobre la evaluación de las tecnologías de tratamiento de estiércol y esquemas de gestión, sin embargo son escasas los estudios realizados a escala real.

El uso de herramientas de apoyo a la toma de decisiones puede ayudar a los ganaderos a realizar una correcta gestión de los estiércoles. Si bien se han desarrollado una serie de software con esta finalidad, éstos se centran, en su mayoría, en aspectos concretos de la gestión, en indicadores medioambientales específicos, en una tecnología concreta o se focalizan en una región o país. De acuerdo con Karmakar y col. (2007), es necesario evaluar los sistemas de gestión de estiércol de forma global teniendo en cuenta todos los factores implicados en beneficio del sector ganadero, así como de la sociedad en general.

La herramienta MANEV pretende orientar en la elección de la estrategia más adecuada para la gestión de los estiércoles, en función de las circunstancias locales y particulares, siendo aplicable a todos los países Europeos. La evaluación se aborda desde un punto de vista global, teniendo en cuenta criterios medioambientales, económicos, energéticos, agronómicos, sociales, sanitarios y legales y considerando las tecnologías de tratamiento disponibles hoy en día a escala real.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Escenario

La herramienta evalúa el efecto que tiene la gestión de los estiércoles en un determinado escenario, el cual puede variar de una sola granja y sus cultivos asociados, a toda una zona de influencia de una planta de tratamiento centralizada. Los límites del escenario van desde el almacenamiento exterior en la granja (etapa 1) hasta la aplicación agrícola o la exportación del producto final (etapa 4) (figura 1):

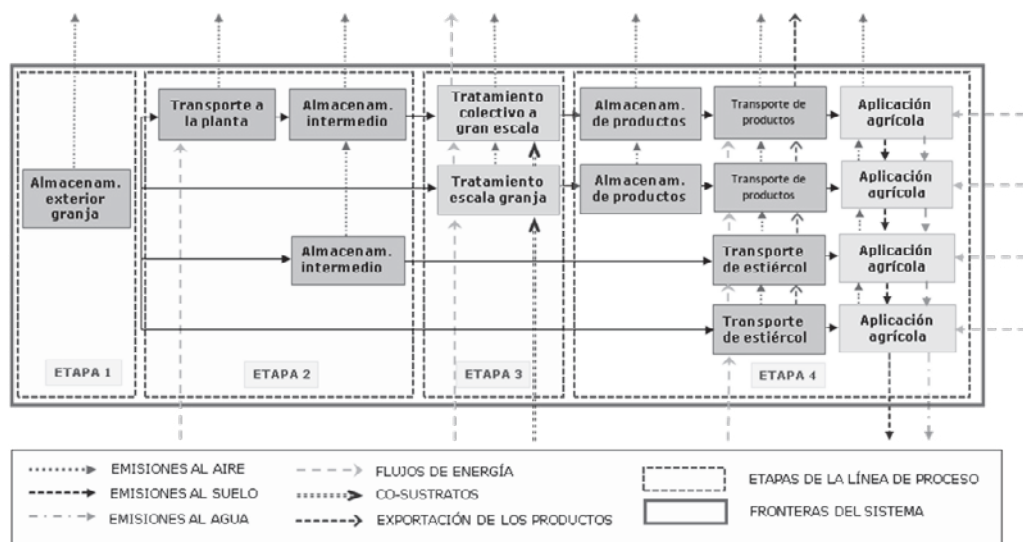


Figura 1. Esquema de las diferentes etapas del sistema de gestión incluidas en el escenario.

- Etapa 1: almacenamiento en la fosa exterior de la granja.
- Etapa 2: almacenamiento intermedio o colectivo (en caso de que lo hubiera). Incluye el transporte desde la/s explotaciones ganaderas y la infraestructura de almacenamiento intermedio.
- Etapa 3: tratamiento, bien sea a escala de granja o colectivo. Este paso incluye la secuencia de unidades de proceso (UP) o tecnologías que van a definir la línea de tratamiento.
- Etapa 4: aplicación agrícola del producto final en el área de estudio o su exportación fuera del escenario. Este paso incluye el almacenamiento de los productos finales y el transporte para la aplicación en las parcelas.

2.2. Unidades de proceso (UPs)

La unidad de proceso (UP) es cada uno de los pasos de un sistema de gestión que afecta a alguno de los criterios por los que va a ser evaluado, incluyendo aquellos procesos que implican un cambio en las propiedades físico-químicas del estiércol, el transporte o la gestión de los productos finales.

Las tecnologías de tratamiento que incluye la herramienta son las que están actualmente desarrolladas a escala real y se encuentran disponibles en el mercado europeo (Tabla 1).

2.3. Criterios, indicadores y parámetros

El análisis y evaluación que se realiza en cada escenario para cada una de las UPs se lleva a cabo desde un punto de vista global de acuerdo con los criterios mostrados en la Figura 2.

Tabla 1. Unidades de proceso que contempla la herramienta.

Proceso	Tipo	Descripción
Almacenamiento intermedio	- No cubierto - Cubierto	Almacenamiento y regulación del estiércol para ajustar las entradas al proceso posterior.
Acidificación		Reducción de las emisiones de NH_3 .
Separación de fases (sólido / líquido)	- Centrífuga - Centrífuga con reactivos químicos - Decantación natural - Decantación con reactivos químicos - Tamiz rotativo - Tamiz rotativo con reactivos químicos - Tornillo prensa - Tornillo prensa con reactivos químicos - Filtración + osmosis inversa	Separación del material de entrada en una fracción líquida y otra sólida mediante un proceso físico o físico-químico. Facilita la posterior gestión de las dos fracciones y concentra nutrientes en la fracción sólida.
Digestión anaerobia	- Mesofílica (T^a 38 – 40 °C)	Valorización del estiércol para obtención de biogás, reducción de emisiones de CH_4 , reducción de olores, estabilización de la materia orgánica e higienización.
Compostaje	- Pila estática pasiva - Pila estática aireada - Pila con aireación y volteo - Túnel de compostaje	Valorización del estiércol mediante la descomposición aerobia de la materia orgánica residual para la generación de compost.
Tratamiento biológico aerobio	- Nitrificación / desnitrificación - SBR	Reducción del N presente en los estiércoles mediante su transformación a N atmosférico.
Stripping	- pH y/o T^a	Reducción del N presente en los estiércoles mediante la recuperación del N amoniacal.
Fitodepuración	- Flujo superficial - Flujo subsuperficial	Tratamiento terciario de reducción o eliminación de contaminantes por medio de procesos biológicos y fisicoquímicos en los que participan las plantas del propio ecosistema acuático.
Evaporación		Separación de la fracción líquida del estiércol mediante un proceso de evaporación.
Secado térmico		Secado de los estiércoles por proceso térmico.
Aplicación agrícola	- Abanico - Bandas superficiales - Inyección - Esparcidor de sólidos	Valorización agrícola del estiércol o del producto final de un tratamiento (fertilizante orgánico NPK).
Exportación		Valorización de los productos finales fuera de la zona de estudio.

CRITERIOS	INDICADORES	PARÁMETROS
MEDIO AMBIENTE	Agua — Eutrofización	N total, P total
	Aire — Acidificación	Emisiones NH ₃ , SO ₂
	— Calentamiento global	Emisiones CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NO _x
	— Salinización	Conductividad eléctrica
	Suelo — Metales	Cu, Zn
	— Fósforo Total	Fósforo
ENERGÍA	Producción	Energía eléctrica producida, Calor producido
	Consumo	Consumo energético
ECONOMÍA	Ingresos	E producida; productos finales; derechos de emisión de CO ₂
	Gastos	Amortización, consumo E, consumibles, mantenimiento, mano de obra
AGRONOMÍA	Unidades fertilizantes NPK	Balance de NPK
SOCIAL	Olores	Valor fijo por cada UP
	Ruido	Valor fijo por cada UP
	Impacto visual	Altura, distancias, población...
	Impacto actividad social	Puestos de trabajo creados
BIOSEGURIDAD	<i>E. Coli</i>	<i>E. Coli</i>
	<i>Salmonella</i>	<i>Salmonella</i>
LEGISLACIÓN	Europeo	Cumplimiento
	Nacional	Cumplimiento
	Local	Cumplimiento

Figura 2. Esquema de los criterios, indicadores y parámetros tenidos en cuenta para la evaluación.

2.4. Algoritmos y datos de referencia

El software evalúa las UPs que forman el sistema de gestión atendiendo a las características locales que condicionan el resultado de la misma. Para ello se tienen en cuenta la legislación local vigente y datos económicos y climatológicos oficiales (Eurostat y ECA&D), dependientes de la ubicación del escenario. La evaluación se apoya en algoritmos de cálculo desarrollados a partir de fuentes bibliográficas y parámetros procedentes de organismos internacionales reconocidos, tales como el IPCC y la Agencia Europea de Medio Ambiente.

La funcionalidad de estos algoritmos y sus resultados se verifican y ajustan con los datos obtenidos a partir del seguimiento realizado en plantas de tratamiento a escala real en Europa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La herramienta MANEV, desarrollada por todos los socios del proyecto, es de acceso libre y se encuentra disponible en la página web del proyecto (www.lifemanev.eu) en español, inglés, italiano, danés, francés y alemán.

Dicha herramienta está destinada a todos los agentes implicados en la gestión de los estiércoles: los ganaderos, preocupados por cumplir la legislación vigente reduciendo los costes de gestión, los agricultores, interesados en la obtención de un fertilizante orgánico de calidad, las administraciones locales o regionales, que velan por la protección del medioambiente, la seguridad y salud y la sostenibilidad del sector agroganadero, y las empresas de ingeniería, que se centran en el desarrollo y comercialización de tecnologías de tratamiento.

Existen dos formas de utilización de la herramienta: la básica, en la que el usuario evalúa líneas de tratamiento predefinidas en la herramienta en función de sus necesidades, y la experta, en la que el usuario dispone de conocimiento suficiente para crear sus propias líneas de proceso y modificar parámetros de diseño empleados en el cálculo posterior.

A partir de los datos introducidos por el usuario para definir un escenario (ubicación, tipo de ganado, volumen de estiércol generado y parcelas de cultivo disponibles) la herramienta

identifica las variables de cálculo que deben utilizarse. Una vez definido el sistema de gestión a evaluar, se lleva a cabo la simulación. Un informe detallado recoge los resultados obtenidos para cada uno de los criterios considerados.

4. CONCLUSIONES

Este proyecto unifica el conocimiento sobre las diferentes tecnologías existentes y los criterios de evaluación para la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa.

La herramienta MANEV permite hacer un análisis comparativo de diferentes sistemas de gestión de forma global y cubriendo todos los aspectos relevantes de esta actividad. El objetivo es proporcionar información al usuario que le oriente y le facilite la toma de decisiones para la implantación de un sistema de gestión adecuado a sus necesidades.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Burton C.H., Turner C., 2003. Manure Management. Treatment strategies for sustainable agriculture. 2nd Edition. Silsoe Research Institute, 451 p.
- Karmakar S., Lagüe C., Agnew J., Landry H., 2007. Integrated decision support system (DSS) for manure management: A review and perspective. *Comput. Electron. Agr.* 57, 190–201.
- Petersen S.O., Sommer S.G., Béline F., Burton C., Dach J., Dourmad J.Y., Leip A., Misselbrook T., Nicholson F., Poulsen H.D., Provolto G., Sørensen P., Vinnerås B., Weiske A., Bernal M. P., Böhm R., Juhász C., Mihelc R., 2007. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Sci.* 112, 180-191.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por la Unión Europea mediante el proyecto LIFE+ MANEV (LIFE09 ENV/ES/000453 "*Evaluación de la gestión y tecnologías de tratamiento del estiércol para la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa: MANEV*").

UN AÑO DE TRANSFORMACIÓN DE FORM EN COMPOST Y HUEVOS CON EL AVICOMPO COMUNITARIO DE NOAIN (NAVARRA)

Francesco Storino^{1*}, Edurne Azcona¹, Julio Muro¹, David Morales², Mikel Baztán³,
José Goikoetxea⁴, Ramón Plana⁵, Ignacio Irigoyen¹

¹ETSIA. Universidad Pública de Navarra, Pamplona. Navarra *E-mail: francesco.storino@unavarra.es

²Vermican S.L. (www.ecompostaje.com). Pamplona – Navarra

³Agenda 21. Ayuntamiento de Noain – Navarra ⁴Fundación Varazdin – Navarra

⁵Consultor en tratamiento biológico de residuos (www.maestrocompostador.com) Vigo

Resumen: Esta comunicación presenta los resultados del primer año de funcionamiento del AVICOMPO de Noain. El Avicompo es un compostador comunitario de 3 módulos de 1200 litros al que tienen acceso 10 gallinas. Las gallinas también tienen salida a dos patios al aire libre. Los usuarios depositan la FORM en los compostadores y las gallinas se alimentan principalmente de los restos de las comidas de los usuarios reduciendo drásticamente su cantidad. Además con la frenética acción de sus picos y garras los restos que no consumen son triturados, esparcidos, homogeneizados y volteados, contribuyendo muy sustancialmente a acelerar el proceso de compostaje y haciendo innecesaria o anecdótica la participación de un maestro compostador. Los huevos producidos se distribuyen rotacionalmente entre los usuarios para fomentar su participación.

Este estudio presenta los resultados de los primeros 12 meses de funcionamiento del Avicompo instalado en el Parque de los Sentidos de Noain (Navarra) en el que participan 30 familias. En este tiempo ha gestionado más de 4,7 t de FORM y 200 kg de restos de jardinería, transformándolas en más de 1200 kg de compost de clase A y 200 docenas de huevos frescos de alta calidad. No se han generado impactos negativos en su entorno (olores, ruidos, insectos, lixiviados, contaminación microbiológica). El bienestar de los animales ha sido muy elevado. La mano de obra requerida ha sido para supervisar la actividad y realización de trabajos complementarios y ha requerido aproximadamente de 1 hora al mes. La implicación y satisfacción de los usuarios ha sido sobresaliente valorando especialmente su función pedagógica y de ocio. No se ha recogido ni una sola opinión negativa.

Palabras clave: gallinero-compostador, compostaje comunitario, autocompostaje.

1. INTRODUCCIÓN

En esta comunicación se presentan los resultados del primer año de funcionamiento de un gallinero-compostador, el Avicompo, en Noáin (Navarra). La idea del Avicompo nace como exigencia de buscar un sistema descentralizado de compostaje de residuos orgánicos domiciliarios que reúna las ventajas de facilidad de manejo y bajo coste de un compostador comunitario, con la creación de incentivos que aumenten la participación y la motivación de los usuarios, como aconseja la OECD (2005).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El Avicompo es una instalación de bajo coste, compuesta por 3 compostadores de 1200 L (módulos de compostaje) y un gallinero con acceso a dos pequeños patios al aire libre (Figura 1). Los residuos son aportados colectivamente por 30 familias voluntarias que también están comprometidas con su mantenimiento y limpieza. La presencia de 10 gallinas y 1 gallo, que se alimentan casi exclusivamente de los restos depositados en el compostador, contribuye a acelerar el proceso de descomposición de los residuos, favoreciendo la trituración de los restos más fibrosos y su mezcla, a la vez que aportan sus deyecciones (Figura 1). Los huevos producidos por las gallinas se reparten entre los usuarios, recibiendo de este modo, un incentivo más para su participación en el proyecto.



Figura 1. Detalles del Avicompo.

La instalación se encuentra en el interior del Parque de Los Sentidos de Noáin, una realidad local donde se desarrollan una huerta comunitaria y distintas actividades de educación ambiental, y está supervisada por el personal de la fundación Varazdin (entidad que trabaja con personas con riesgo de exclusión social). Para una descripción más detallada del Avicompo consultar la bibliografía (Irigoyen y col., 2014).

A continuación se presentan los resultados de la gestión del Avicompo recogidos desde el 8/1/2013 al 9/1/2014, los parámetros del proceso y la caracterización del compost obtenido.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el primer año de funcionamiento se han aportado 4.740 kg de residuos orgánicos domiciliarios y 200 kg de restos de poda triturados (estructurante). Los aportes diarios de FORM han variado de 6,5 a 20,7 kg/día con un promedio de 12,8 kg/día, y los mensuales entre 201 kg/mes y 641 kg/mes con una media de 380 kg/mes. De estos aportes han sido generados 1.884 kg de compost, con un rendimiento del 25,5 % (en peso).

La producción de compost fue organizada en 5 lotes, cada uno con el material aportado durante un promedio de 73 días (Tabla 1). Tanto la duración del periodo de aportes de residuos como la de todo el proceso varían de un lote a otro en función del tiempo de llenado del primer compostador, dependiendo del ritmo de generación de residuos por parte de las familias. Una vez lleno el primero de los tres módulos de compostaje se pasa al segundo, de manera que cada lote tenga dos volteos (entre el primer y el segundo módulo y entre el segundo y el tercero). Sólo el primer módulo está abierto a las gallinas, mientras el segundo y el tercero son destinados a la maduración de compost. La duración media del proceso de compostaje fue de 192 días.

El proceso de compostaje se ha desarrollado sin problemas, con temperaturas de más de 45 °C durante más de 40 días para todos los lotes a excepción del primero, alcanzando máximas de 65 °C. No se han observado molestias reseñables, olores, ruidos, lixiviados o presencia de fauna indeseada.

Todos los lotes presentaron niveles de metales pesados dentro de los límites fijados para el compost de clase A y cumplían los requerimientos legales en términos de presencia de patógenos (RD 506/2013). Los resultados analíticos físico-químicos revelan una buena calidad del compost obtenido (Tabla 1), destacando su riqueza en calcio.

El bienestar de los animales ha sido muy elevado y en total se consiguieron 200 docenas de huevos de alta calidad, con una producción media de 30 huevos/semana.

Económicamente la inversión inicial y el coste de mantenimiento (agua, pienso de apoyo, pequeñas reparaciones) han sido mínimos. La mano de obra requerida ha sido aproximadamente de 1 hora al mes para supervisar la actividad y realización de trabajos complementarios (Irigoyen y col., 2013). La implicación y satisfacción de los usuarios ha sido sobresaliente y la opinión de los vecinos y visitantes del parque (que no participaron en la iniciativa) ha sido notable valorando especialmente su función pedagógica y de ocio.

Tabla 1. Características y analíticas finales de los compost obtenidos.

	lote 1	lote 2	lote 3	lote 4	lote 5
Periodo aporte (días)	57	130	91	43	41
Total proceso (días)	283	266	177	133	101
Días >45 °C	20	83	49	41	42
Aportes residuos (kg)	694	1316	1233	825	670
Compost final (kg)	224	410	446	362	442
pH ⁽¹⁾	6,8	9,5	9	9,3	9
CE (dS/m) ⁽¹⁾	1,99	1,54	2,36	2,30	1,78
Índice Solvita	5 ⁽²⁾	8 ⁽³⁾	7 ⁽³⁾	7 ⁽⁴⁾	6 ⁽⁴⁾
Índice Rottergrade ⁽³⁾	V	V	V	V	V
<i>Escherichiacoli</i> (UFC/g) ⁽⁶⁾	3,8x10 ²⁽⁵⁾	40 ⁽³⁾	2 x 10 ²⁽³⁾	70 ⁽²⁾	<10 ⁽³⁾
<i>Salmonella</i> spp. (en 25g) ⁽⁷⁾	ausencia ⁽⁵⁾	ausencia ⁽³⁾	ausencia ⁽³⁾	ausencia ⁽²⁾	ausencia ⁽³⁾
Corg (%ss)	17,6	25,1	23	25,1	27,5
Ntot (%ss)	1,94	2,72	2,74	2,43	2,58
Corg/Ntot	8,9	9,2	8,4	10,3	10,6
P ₂ O ₅ (%ss)	1,26	1,46	1,42	2,08	1,31
K ₂ O (%ss)	2,53	3,31	2,88	3,1	2,52
CaO (%ss)	17,7	8,8	10,9	12,0	11,4
Cd (ppm)	0,21	0,47	0,46	0,33	0,32
Cr (ppm)	24	22	24	36	27
Cu (ppm)	38	53	46	37	30
Ni (ppm)	8	6	6	14	11
Pb (ppm)	11	7	8	6	7,3
Zn (ppm)	107	112	113	118	107

¹ dilución compost/agua=1:5 vol. ² 5º mes. ³compost finalizado. ⁴ 3º mes. ⁵ 4º mes.

4. CONCLUSIONES

La facilidad de manejo del sistema propuesto, el carácter recreativo y los incentivos generados han permitido alcanzar elevados niveles de participación e implicación de los usuarios. Los reducidos costes, la ausencia de impactos negativos en el entorno, la buena calidad del compost obtenido y los potenciales beneficios sociales generados permiten considerar esta experiencia piloto como propuesta válida para la prevención y la reducción sostenible de los residuos municipales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Irigoyen I., Storino F., Calleja M., Plana R., 2013. Integration of a home henhouse and a composter for decentralized management of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): the composter-greenhouse - 15º Congreso RAMIRAN - Versailles, Junio 2013.
- Irigoyen I., Storino F., Zalba R., Morales D., Plana R., 2014. Integració d'ungalliner i un compostador per altractament de la fracció orgànica dels residus municipals (FORM): sis mesos d'experiència de l'Avi-compo a Noain (Navarra). *Quaderns Agraris (Institució Catalana d'Estudis Agraris)* 36, 65:98.
- OECD Working Group on Waste Prevention and Recycling. 2005. Impacts of Unit-based Waste Collection Charges. Paris, Francia.

EMISIÓN DE GASES Y OLORES EN EL COMPOSTAJE DE RESTOS DE PODA

**Rafael López Núñez^{1*}, Angelos Cheimonopoulos¹, Engracia Madejón Rodríguez¹,
Inmaculada Giráldez Díaz², Mercedes Ruíz Montoya³, M. Jesús Díaz Blanco³**

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

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

**E-mail: rlnunez@irnase.csic.es*

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.*

Resumen: Durante el compostaje de residuos vegetales se emiten diferentes compuestos orgánicos volátiles (COV) procedentes tanto de la degradación microbiana, como terpenos de origen vegetal. En el presente trabajo, se estudia la composición de la atmósfera interna de pilas de restos de poda procedentes de jardinería urbana en relación a las condiciones de aireación (profundidad en la pila) y tiempo de compostaje transcurrido. Las determinaciones se realizaron en pilas de escala real usando analizadores de gases, GC-MS y una nariz electrónica. Los resultados indicaron que la huella de olor obtenida con la nariz electrónica resultó muy dependiente de las condiciones de oxigenación en la pila y del tiempo de compostaje transcurrido. La dependencia de la huella de olor con las condiciones del compostaje abre la posibilidad de usar este instrumento para la monitorización en tiempo real de la madurez del compost.

Palabras clave: nariz electrónica, compuestos orgánicos volátiles, COV, residuos verdes, madurez.

1. INTRODUCCIÓN

En España, la Ley de residuos y suelos contaminados (Gobierno de España, 2011) en su Artículo 24 indica que se debe promover la recogida separada de biorresiduos para destinarlos al compostaje o digestión anaerobia, incluyendo entre estos biorresiduos los restos vegetales. Los composts obtenidos desde residuos verdes suelen presentar un elevado grado de calidad y muy bajos niveles de contaminantes (metales pesados, impurezas) lo que los hace aptos para la mayoría de usos posibles del compost incluyendo aquellos más exigentes, tales como componentes de sustratos de cultivo en contenedor.

El compostaje de residuos orgánicos origina frecuentemente emisión de compuestos orgánicos volátiles (COV) incluyendo entre estos principalmente terpenos, y en menor proporción alcoholes, cetonas y bencenos, resultado de la degradación biológica en el caso de los restos de poda (Büyüksönmez y Evans, 2007). Aunque estos compuestos emitidos por los restos verdes no suelen presentar los problemas de mal olor originados por otros residuos biodegradables pueden generar contaminantes secundarios responsables de la generación de peroxiacetilnitratos y ozono troposférico ('brown smog'). La concentración y tipo de COV se ha mostrado también muy dependiente del grado de actividad biológica durante el compostaje pudiendo ser estudiada mediante una nariz electrónica (D'Imporzano y col., 2008). Esta dependencia podría permitir el uso de sensores electrónicos para estimar la madurez de un compost y/o su nivel de calidad usando una monitorización en tiempo real y en línea, lo que ofrece ventajas sobre otros parámetros basados en una caracterización química.

En este trabajo se estudia la composición (gases de respiración, COV) del aire intersticial en pilas de compostaje de restos de poda y su relación con diferentes parámetros del compostaje (temperatura, C/N, tiempo de compostaje). El objetivo último es explorar si el perfil de olor obtenido con una nariz electrónica puede servir como indicación del grado de madurez/estabilidad del compost.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso de compostaje

El estudio se realizó en una planta de compostaje de restos de poda de jardinería situada en Los Palacios (Sevilla) bajo condiciones reales de operación. El principal uso de los compost obtenidos en esta instalación es como componente de sustratos de cultivo. El compostaje de restos de poda triturados se efectúa mediante pilas (altura 2,5 m, ancho en base 6 m) sometidas a una baja intensidad de volteo. En pilas en compostaje de diferente edad (3,5, 4,8 y 14,1 meses que se denominarán P4, P5 y P14 respectivamente) y en pilas de compost cribado (< 10 mm) listo para uso (16 meses compostaje + 40 días en maduración, pila P17) se tomaron muestras de compost y del aire intersticial de las pilas a diferentes profundidades, caracterizadas por una diferente concentración de oxígeno, desde condiciones aeróbicas a no aeróbicas. En los puntos de muestreo se midió también la temperatura.

2.2. Determinaciones analíticas

Las muestras de compost fueron tamizadas por 5 mm para los análisis químicos. En la fracción fina (<5 mm) de las muestras de compost se determinaron la humedad, la granulometría, el pH y la conductividad eléctrica en extractos 1:5 en volumen, la DQO y la absorbancia a 465 nm de extractos 1:10 p/v (Zmora-Nahum y col., 2005), la materia orgánica, el nitrógeno y la relación C/N. En las muestras de aire intersticial se midieron 'in situ' mediante extracción con una sonda, las concentraciones de O₂, CO₂, CO, CH₄ y COV totales (analizador PID, Multi-RAE IR, PGM-54, RAE Systems, San José, CA, EEUU) y se realizaron medidas con nariz electrónica (PEN3, Airsense Analytics GmbH, Hagenover, Alemania) provista con un conjunto de 10 sensores metal-óxido. Tanto las determinaciones en muestras sólidas como en aire intersticial se realizaron en todos los casos por triplicado. En puntos seleccionados se tomaron muestras de aire en bolsas tedlar de 2 litros en las que fueron determinados los COV usando pre-concentración mediante microextracción en fase sólida (SPME) con Carboxen/PDMS introducido en la bolsa durante 30 minutos y determinación final mediante GC/MS. Más detalles sobre los procedimientos analíticos utilizados pueden encontrarse en Cabeza y col. (2013).

La influencia de la profundidad y tiempo de compostaje de la pila sobre los parámetros determinados se determinó mediante ANOVA o MLG y separación de medias por el test de Tukey. El conjunto de lecturas de los sensores de la nariz electrónica fue analizado por el propio software del instrumento mediante análisis de componentes principales (PCA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran los valores medios de las propiedades químicas en las 4 pilas considerando todas las muestras analizadas independientemente de la profundidad de muestreo.

Los contenidos de materia orgánica y la relación C/N indican que la fracción analizada del compost (<5 mm) está prácticamente estabilizada a partir de los 4 meses. Sin embargo, la temperatura medida a 80 cm de profundidad en las pilas fue de 68 °C en las pilas 4 y 5, de 61 °C en la P15 y de 54 °C en la P17 lo que indica que la actividad biológica continúa incluso en la pila P17 en fase de maduración, aunque va disminuyendo con la edad de la pila. La heterogeneidad del material de poda hace que los parámetros químicos de madurez (evolución de C/N o MO) no permitan deducir una información precisa sobre la evolución del proceso o la madurez del compost.

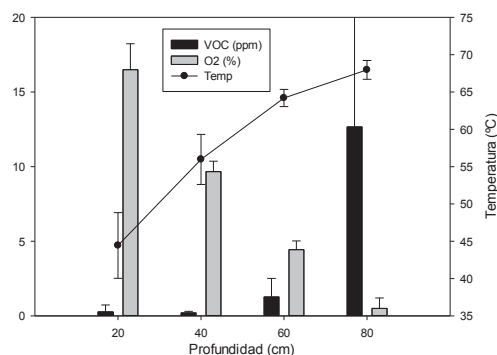
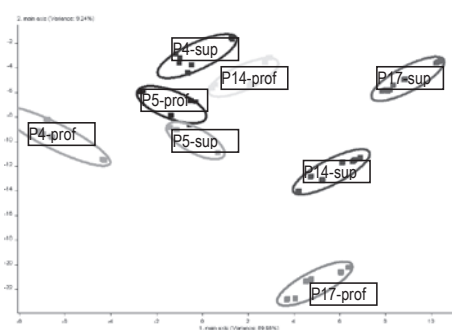
En la Figura 1 se muestra la composición del gas intersticial de la pila 4. Se observa que la concentración de oxígeno disminuyó con la profundidad llegando a ser prácticamente nula a 80 cm. Esta disminución fue más pronunciada en las otras pilas, donde ya a los 40 cm desapareció el oxígeno. Simultáneamente la concentración de COV fue incrementándose con la profundidad. La capa superficial de las pilas parece actuar como un filtro respecto a los COV, que se acumularon en las capas interiores.

Tabla 1. Características químicas de las pilas de compost (fracción < 5mm).

	P4	P5	P14	P17
Menor 5 mm (%)	83,6±4,9 ^a	78,2±3,3 ^a	84,4±3,2 ^{ab}	97,6±1,1 ^b
Humedad (%)	15,6±3,7 ^a	23,1±2,1 ^b	20,3±5,9 ^{ab}	27,0±3,3 ^b
pH	8,17±0,17 ^a	8,30±0,31 ^a	8,26±0,10 ^a	8,11±0,06 ^a
CE (mS m ⁻¹)	83,7±14,4 ^a	82,2±10,4 ^a	76,0±13,8 ^a	107,8±8,4 ^b
ABS 465nm	0,298±0,064 ^a	0,332±0,069 ^a	0,332±0,066 ^a	0,298±0,034 ^a
Mat. Orgánica %	34,0±2,1 ^a	27,4±4,3 ^{bc}	22,1±3,8 ^c	29,0±2,4 ^{ab}
N %	1,04±0,06 ^c	0,78±0,09 ^b	0,63±0,07 ^a	0,68±0,06 ^{ab}
C/N	19,1±1,3 ^{ab}	20,2±1,7 ^a	20,3±2,5 ^b	25,0±3,7 ^c

Valores medios ± desviación estándar. Medias dentro de una misma fila con la misma letra no muestran diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey ($P<0,05$)

En la Figura 2 se muestra el análisis PCA de las muestras de aire intersticial de las pilas analizadas con la nariz electrónica. Estas muestras correspondieron a capas superficiales con alto contenido de O₂ (muestras sup) y a capas profundas sin O₂ (muestras prof). Para este análisis se usaron sólo los sensores nº 2 (amplio espectro), 4 (hidrógeno) y 8 (alcoholes en general), que fueron los más influyentes para la discriminación de las muestras. Se observa como a la derecha del eje horizontal (90 % de varianza del sistema) se agrupan las muestras correspondientes a la pila P17, cribada y en fase de maduración, tanto las superficiales como las profundas, y a la parte superficial de la pila P14. Estas muestras pueden considerarse como las de mayor evolución y madurez de todas. En el extremo opuesto se sitúan las muestras de la zona anaeróbica profunda de la pila más reciente P4 que sólo ha sido volteada una vez, que puede ser considerado como el compost menos evolucionado. En la zona central del eje horizontal se agrupan las muestras de la zona aireada de P4, las dos zonas de la P5 (2 volteos) y la zona profunda de P14 (5 volteos) que pueden ser consideradas como de evolución intermedia. Estos resultados concuerdan con las observaciones de (D'Imporzano y col. 2008) en el compostaje de mezclas de RSU y restos vegetales.

**Figura 1:** Concentración de O₂ y COV en función de la profundidad en la Pila 4.**Figura 2:** Análisis PCA de la huella de olor de cada pila y profundidad usando 3 sensores de la nariz electrónica.

En la Figura 3 se muestran las abundancias relativas de los compuestos identificados mediante SPME-GC-MS en las pilas P4 y P5. En líneas generales se observa que los compuestos más abundantes son cetonas y terpenos. Las concentraciones totales de COV medidas con el detector PID en estas pilas fueron 0,2 ppm_v en P4sup, 12,7 ppm_v en P4prof, 2,0 ppm_v en P5sup y 2,7 ppm_v en P5prof. En las pilas más antiguas los análisis GC-MS mostraron presencia de terpenos

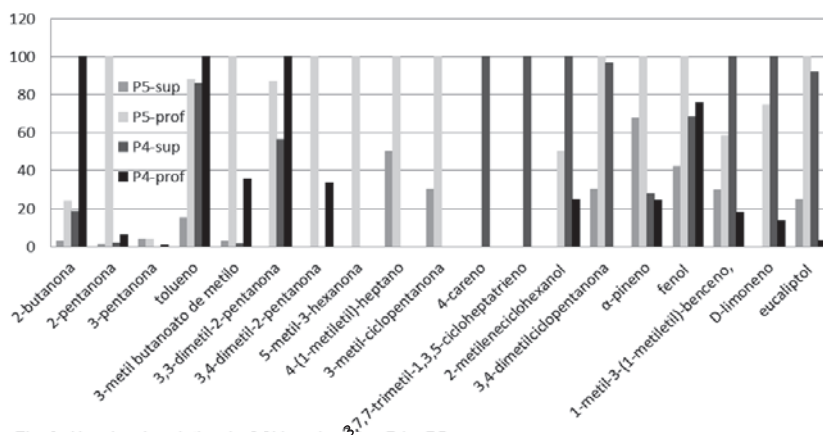


Fig. 3: Abundancia relativa de COV en las pilas P4 y P5.

pero aparecieron sobre todo hidrocarburos y aldehídos en lugar de cetonas. Las concentraciones totales fueron 0,1 ppm_v en P14sup, 1,4 ppm_v en P14prof, 0,1 ppm_v en P17sup y 0,0 ppm_v en P17prof, por lo que disminuyeron hasta valores muy bajos (por debajo de la sensibilidad del instrumento utilizado, 0,1 ppm_v) en la pila P17 de compost cribado, aunque tanto la nariz electrónica (Figura 2) como el análisis GC-MS (datos no mostrados) permitieron detectar un perfil de olor característico en el compost final cribado. Estos resultados muestran la posibilidad de establecer criterios de madurez del compost basados en medidas fáciles de realizar bien mediante sensores PID-COV o mediante una nariz electrónica que haga uso de un reducido número de sensores.

4. CONCLUSIONES

El uso de parámetros químicos para el establecimiento de la madurez de un compost resulta difícil en productos heterogéneos como los restos de poda. La gran discriminación entre las muestras de gases procedentes de pilas de compostaje de restos de poda obtenida sólo con la respuesta de tres sensores ofrece la posibilidad de utilizar una nariz electrónica relativamente simple para poder realizar un análisis de la madurez de un compost. Puesto que la nariz puede operar de manera continua sería posible realizar un control de calidad en por ejemplo una cinta transportadora durante o antes de una de las fases finales de preparación de un compost (afinado, envasado). Equipos de análisis de gases aún más simples como analizadores de COV totales podrían permitir también la determinación de la madurez de un compost.

5. BIBLIOGRAFÍA

- 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 Sci. Util.* 15 (3), 191-199.
- Cabeza, I. O., López R., Giraldez I., Stuetz R.M., Díaz M.J., 2013. Biofiltration of α -pinene vapours using municipal solid waste (MSW) – Pruning residues (P) composts as packing materials. *Chem. Eng. J.* 233, 149-158.
- D'Imporzano, G., F. Crivelli, F. Adani., 2008. Biological compost stability influences odor molecules production measured by electronic nose during food-waste high-rate composting. *Sci. Total Environ.* 402, 278-284.
- Gobierno de España. 2011. Ley de residuos y suelos contaminados. Ley 22/2011. Madrid: BOE.
- Zmora-Nahum, S., O. Markovitch, J. Tarchitzky, Y. Chen., 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biol. Biochem.* 37, 2109-2116.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto CTQ2013-46804-C2-1-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y ha sido parcialmente financiado por el programa FEDER de la Junta de Andalucía (PAIDI AGR-108).

CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS VITIVÍNICOLAS GENERADOS EN LA D.O. DE BULLAS: VIABILIDAD DE SU GESTIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE

María Ángeles Bustamante^{1,3*}, José Antonio Pascual^{2,3}, Cristóbal Sánchez³, Antonio Marín-Martínez¹, Concepción Paredes², Francisco Carreño⁴, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela (Alicante), España. *E-mail: marian.bustamante@umh.es

²Dpto. 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.

³Microgaia Biotech S.L. Edificio CEEIM, Campus Universitario de Espinardo 30100, Espinardo (Murcia), España.

⁴Consejo Regulador de la Denominación de Origen de Bullas, c/ de la Balsa, 26, 30180 Bullas (Murcia), España.

Resumen: La Denominación de Origen Protegida de Bullas (D.O. Bullas) es una región de producción vitivinícola del Noroeste de la Región de Murcia en la que coexisten tres subzonas geográficas diferenciadas con características específicas que permiten un manejo tradicional del viñedo y proporcionan unas características diferenciales y representativas a los vinos que producen. Por tanto, el uso de tecnologías medioambientalmente sostenibles para la gestión y valorización de los residuos y subproductos orgánicos generados durante el proceso productivo de la actividad vitivinícola constituye un aspecto esencial para preservar las condiciones naturales y particulares de este entorno, manteniendo así la integridad del ecosistema que da lugar a su vino. Por ello, el principal objetivo de este trabajo fue realizar una completa cuantificación y caracterización de los subproductos y residuos generados en la D.O. de Bullas, tanto a nivel de campo como en bodega, para poder evaluar la viabilidad del compostaje como método medioambientalmente sostenible para la gestión y valorización de estos residuos.

Palabras clave: subproductos y residuos vitivinícolas, características físico-químicas, parámetros químicos, polifenoles, propiedades agronómicas.

1. INTRODUCCIÓN

La Denominación de Origen Protegida Bullas (D.O. Bullas) está constituida por los viñedos localizados en los municipios de Bullas, Cehegín, Mula, Pliego y Ricote y en parte de los términos de Calasparra, Caravaca, Lorca y Moratalla. En esta D.O., con una superficie inscrita de viñedo de 1.036 ha y una producción de vino de 17.802 hL durante la campaña 2012/2013, se producen principalmente las variedades tintas Monastrell, Tempranillo y Syrah (recientemente introducida) y blancas Airén y Macabeo, siendo Monastrell la variedad dominante, ocupando entre el 80-90 % de la superficie cultivada (INFO, 2014; MAGRAMA, 2014). La calificación adicional de Protegida indica la exclusividad de los vinos obtenidos en esta zona, cuyas características se deben fundamental o exclusivamente al entorno en el que se producen. El principal hecho diferencial de esta D.O. es la coexistencia de tres subzonas geográficas caracterizadas por diferentes tipos de suelos, pluviometría y clima, así como por una diferente producción. Estas condiciones permiten un manejo tradicional del viñedo, con cultivo mayoritariamente en vaso y en secano, aspectos que proporcionan unas características diferenciales y representativas a los vinos obtenidos en esta denominación.

Por otra parte, el proceso de elaboración del vino genera una gran cantidad de subproductos y residuos sólidos y líquidos, tales como raspón, orujo, lías y aguas residuales (Bustamante y col., 2005, 2008a). Esto se une a los problemas de almacenamiento de los mismos debido a su marcado carácter estacional, ligado al periodo de máxima actividad de las bodegas (septiembre-noviembre). Los orujos y las lías deben de ser considerados como subproductos, ya que tienen cierto valor económico y son utilizados por otras industrias para su destilación (Reglamento (CE) N° 491/2009); sin embargo, las bodegas pequeñas no sue-

len seguir esta norma, de modo que generan orujo y lías como residuos orgánicos, junto al raspón. Por tanto, es necesario buscar tecnologías medioambientalmente sostenibles para la gestión y valorización de los residuos y subproductos orgánicos generados durante el proceso productivo de la actividad vitivinícola, adaptadas a las condiciones específicas de la zona de producción, ya que especialmente en regiones protegidas, constituye un aspecto esencial para preservar las condiciones naturales y particulares de este entorno, manteniendo así la integridad del ecosistema que da lugar a su vino.

Por todo ello, el principal objetivo de este trabajo fue estudiar las características específicas de producción de residuos orgánicos sólidos de origen vitivinícola en la D.O. Bullas para evaluar la viabilidad del compostaje como método de gestión sostenible para estos residuos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para llevar a cabo el estudio, se muestrearon un total de 46 residuos de origen vitivinícola, 42 residuos sólidos (12 muestras de lías, 12 muestras de orujos, 10 muestras de raspones y 8 muestras de poda de vid) y 4 residuos líquidos (4 muestras de aguas residuales de bodega). Los residuos procedían de las 12 bodegas que constituyen la D.O. Bullas, muestreados durante la campaña 2013-2014. Cada muestra sólida recogida se separó en dos submuestras, una de ellas fue inmediatamente congelada y almacenada para analizar posteriormente el carbono hidrosoluble y el contenido en polifenoles hidrosolubles, mientras que la otra fue empleada para realizar el resto de análisis. En el caso de las muestras sólidas, la submuestra no congelada fue secada al aire y molida a un tamaño de partícula inferior a 0,5 mm. En las muestras sólidas, los parámetros estudiados fueron analizados según Bustamante y col. (2008a), mientras que en las muestras líquidas, los parámetros determinados fueron analizados según Bustamante y col. (2005). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Producción de residuos orgánicos en la D.O. Bullas

Las Figuras 1a y 1b muestran la producción de residuos en la D.O. Bullas en función del tipo de subproducto y/o residuo sólido o líquido generado, así como del área de producción.

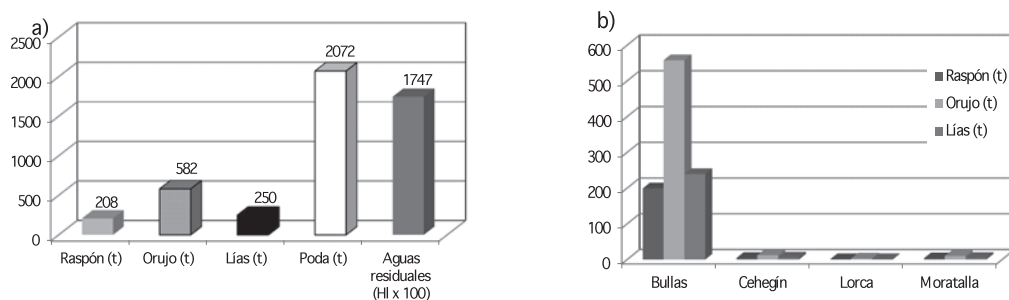


Figura 1. Estimación de producción anual de los diferentes residuos vitivinícolas en la D.O. Bullas: a) producción por tipo de residuo vitivinícola; b) producción de residuos sólidos en bodega por municipio (se muestran los principales productores). Estimación basada en los datos obtenidos de diversas fuentes (Bustamante, 2008a; Consejo Regulador D.O. Bullas).

Tal como puede observarse, los residuos que se generan en mayor proporción son la poda de vid, seguida por las aguas residuales de bodega y los orujos, siendo la producción de raspón y lías inferior a las 500 t/año (Figura 1a). Por otra parte, la Figura 1b muestra que la mayor generación de residuos se concentra de forma más significativa en el municipio de Bullas (valores promedio del resto de municipios 3 t de raspón, 8 t de orujo y 4 t de lías),

destacando debido a la presencia de bodegas-cooperativas con una mayor producción de vino. Por tanto, la gestión de los residuos deberá estar centrada en aquellos materiales generados en mayor proporción, como son la poda, las aguas residuales de bodega y el orujo, y principalmente localizada en el área con una mayor concentración, en este caso el municipio de Bullas. Cabe destacar que la D.O. Bullas presenta la particularidad de estar integrada por bodegas con pequeña producción, localizadas de forma dispersa y en un entorno protegido, aspectos que determinan la selección del método para la gestión de los residuos generados, constituyendo el compostaje una potencial alternativa viable para dicha gestión.

3.2. Características de los subproductos y residuos vitivinícolas de la D.O. Bullas

Todos los subproductos y residuos orgánicos sólidos mostraron un carácter ácido (Tabla 1), con valores inferiores al rango óptimo para el compostaje ($\text{pH} = 6-8$), aspecto que puede limitar el proceso, ya que pH ácidos inhiben la actividad de los microorganismos termófilos (Bustamante y col., 2008b). Los valores de conductividad eléctrica fueron notables en todos los residuos, mostrando las lías los valores más altos, tal como ya observaron Bustamante y col. (2008a). Respecto al contenido en materia orgánica, todos los residuos mostraron contenidos altos, especialmente aquellos con carácter más lignocelulósico, como la poda y el raspón.

Tabla 1. Principales características de los subproductos y residuos sólidos generados en la D.O. Bullas (valores referidos a materia seca).

	Raspón		Orujo		Lías		Poda	
	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
Materia seca (%)	57,6	28,8-85,1	46,8	35,4-68,8	17,7	2,29-32,3	93,7	90,8-96,0
pH	4,26	3,73-4,94	3,59	3,44-3,77	3,66	3,36-4,26	5,61	5,18-5,93
CE (dS m^{-1})	3,98	2,71-5,14	3,77	2,13-4,66	5,22	3,72-10,9	1,63	1,34-2,17
MO (%)	93,8	89,1-97,9	93,5	89,9-96,0	76,5	52,8-90,4	96,3	95,6-97,4
C/N	48,2	36,6-54,2	27,0	22,3-34,3	12,2	6,94-16,29	56,4	49,6-67,4
Ch (%)	14,0	6,78-24,1	8,57	4,74-15,86	12,4	8,64-27,9	0,64	0,50-0,81
Pol. (mg kg^{-1})	31209	12364-50408	4881	2491-12188	7096	2390-22397	9246	5147-22622
P (g kg^{-1})	1,03	0,80-1,26	2,51	2,08-3,03	5,10	0,79-11,0	0,79	0,52-1,04
Na (mg kg^{-1})	196	110-389	95,9	27,9-418	100	43,2-300	216	66,9-860
K (g kg^{-1})	22,6	11,1-28,7	26,2	10,6-52,7	62,8	39,1-95,8	7,20	6,19-8,08
Mg (g kg^{-1})	1,51	0,92-2,18	1,04	0,83-1,27	0,80	0,37-1,42	2,99	1,87-5,17
Ca (g kg^{-1})	7,75	5,84-10,7	7,21	5,79-9,54	4,25	0,86-7,73	15,1	11,5-17,4
Fe (mg kg^{-1})	96,9	30,2-208	156	57,2-277	277	38,8-702	199	137-297
Cu (mg kg^{-1})	9,16	4,11-16,4	17,5	9,28-39,0	55,3	4,80-122	18,8	4,77-72,3
Mn (mg kg^{-1})	31,4	11,6-68,9	18,6	12,1-26,3	14,4	6,84-37,6	50,4	34,3-67,2
Zn (mg kg^{-1})	11,6	8,96-13,8	12,6	9,39-16,4	24,8	7,21-86,1	31,4	18,0-75,6
Pb (mg kg^{-1})	1,26	< 0,1-2,76	0,67	< 0,1-1,22	2,23	< 0,1-4,07	0,78	< 0,1-1,73
Ni (mg kg^{-1})	1,21	< 0,1-1,72	0,75	< 0,1-0,85	0,91	< 0,1-1,89	3,20	0,89-7,19
Cd (mg kg^{-1})	< 0,1	-	< 0,1	-	< 0,1	-	< 0,1	-
Cr (mg kg^{-1})	1,07	0,48-2,47	1,09	0,57-1,92	2,05	0,75-6,27	2,23	1,05-4,15

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, Ch: carbono orgánico hidrosoluble; Pol.: polifenoles hidrosolubles.

Tabla 2. Principales características de las aguas residuales de bodega de la D.O. Bullas.

	Media	Rango
pH	4,83	3,57-5,71
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	1,74	0,77-2,92
DQO (mg L ⁻¹)	30722	4278-100000
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	4750	3125-6250
Sólidos en suspensión (mg L ⁻¹)	1579	494-3380
Densidad (g cm ⁻³)	1,005	1,003-1,006
Potencial redox (mV)	102	-99-232
Polifenoles (mg L ⁻¹)	212	53,0-670
C orgánico (%)	0,93	0,12-2,99
N total (mg L ⁻¹)	34,8	2,10-130
P (mg L ⁻¹)	7,38	4,09-9,99
Na (mg kg ⁻¹)	338	52,5-950
K (g kg ⁻¹)	434	270-655

DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda biológica de oxígeno.

Con respecto a la relación C/N, un aspecto esencial para el diseño de una pila de compostaje, el tipo de residuo sí que influye en los valores de este parámetro, ya que los residuos más lignocelulósicos mostraron los valores más altos, especialmente en el caso de la poda, mientras que las lías mostraron los valores de C/N más bajos, debido a su alto contenido en N, debido a la presencia de diferentes sustancias, en su mayoría proteínas, así como a la presencia de levaduras (Bustamante y col., 2008a). Todos los subproductos y residuos mostraron un alto contenido en compuesto polifenólicos, especialmente el raspón y la poda. Este aspecto puede provocar una inhibición inicial del proceso de compostaje, debido al efecto antimicrobiano de estos compuestos, especialmente de los taninos. Sin embargo, Bustamante y col. (2008b) también observaron una progresiva degradación de estos compuestos durante el proceso de compostaje. Respecto a los contenidos en nutrientes, estos materiales presentaron notables concentraciones de macro y micronutrientes, especialmente de P, K y Fe, especialmente en las lías. Respecto a los niveles de metales pesados, todos los materiales mostraron valores significativamente bajos, previendo una concentración en el compost final inferior a los límites de la normativa española para compost (Real Decreto 506/2013), haciéndolos muy indicados para su reciclaje mediante compostaje. Con respecto a las aguas residuales de bodega, se caracterizaron por mostrar un pH ácido, valores medios de conductividad eléctrica, altas concentraciones en N y K, así como una carga orgánica alta y muy variable, dependiendo del momento de muestreo del agua residual (vendimia, procesos de limpieza de la bodega, etc.), así como de los vertidos, que dependen fuertemente de las cantidades de agua utilizada (Bustamante y col., 2005). Estos aspectos hacen que puedan ser utilizadas como fuente de humedad durante el compostaje, con la precaución de utilizarlas en la etapa termófila del proceso.

4. CONCLUSIONES

La gestión mediante compostaje de los residuos sólidos vitivinícolas generados en la D.O. Bullas, especialmente del generado en mayor proporción (poda), parece constituir la alternativa más viable debido a las características de estos materiales (alto contenido en nutrientes y materia orgánica y contenidos variables de humedad) y a las condiciones en las

que se generan (dispersos y en un entorno protegido), pero considerando las limitaciones de los mismos para el proceso, como la acidez y el alto contenido en polifenoles, que hacen necesario el uso de otro material como agente co-compostante para optimizar el proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Pérez-Murcia M.D., 2008a. Agrochemical characterization of the solid byproducts and residues from the winery and distillery industry. *Waste Manage.* 28, 372–380.
- Bustamante M.A., Paredes C., Marhuenda-Egea F.C., Pérez-Espinosa A., Bernal M.P., Moral R. 2008b. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551–557.
- Bustamante M.A., Paredes C., Moral R., Moreno-Caselles J., Pérez-Espinosa A., Pérez-Murcia M.D. 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterization of nutrient and hazardous components. *Water Sci. Technol.* 51, 145–151.
- INFO 2014. Instituto de Fomento de la Región de Murcia. El Sector del Vino en la Región de Murcia, p. 1-14.
- MAGRAMA 2014. Datos de las Denominaciones de Origen Protegidas de Vinos (DOPs), Campaña 2012/2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Técnica, pp. 53.

Agradecimientos: Los autores de este trabajo quieren agradecer a todas las bodegas de la D.O. Bullas por su colaboración en este proyecto, así como al Ministerio de Economía y Competitividad por su apoyo financiero (Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica (I+D+i) 2008-2011).

USO DE LA MINERÍA DE DATOS COMO HERRAMIENTA EN LA PREDICCIÓN LA CALIDAD AGRONÓMICA Y EL RIESGO METÁLICO DE UN COMPOST DE LODO EDAR

Daniel Pérez Alonso¹, Susana Peña¹, Carlos Rad^{1*}, Milagros Navarro¹, Francisco Javier Pastor², Juan José Rodríguez², César García-Osorio²

¹Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP. Universidad de Burgos, Facultad de Ciencias, Pl. Misael Bañuelos s/n, 09001 Burgos. *E-mail: crad@ubu.es

²Departamento de Ingeniería Civil. Área de Lenguajes y Sistemas Informáticos. Universidad de Burgos, Escuela Politécnica Superior. Av. Cantabria s/n, 09006 Burgos.

Resumen: La complejidad de la matriz del suelo y su variabilidad hacen difícil predecir el comportamiento de los residuos incorporados al suelo como enmiendas orgánicas, dificultando el cálculo de su efecto fertilizante y la estimación de los riesgos asociados a la presencia en ellos de metales pesados. El uso de técnicas de minería de datos supone disponer de herramientas versátiles para la interpretación y predicción del comportamiento de estos residuos tras su incorporación al suelo. En el presente trabajo, se ha utilizado el software WEKA, un paquete de herramientas de visualización y algoritmos de clasificación, agrupación, regresión y selección de características, que permite, entre otras cosas, el entrenamiento de árboles de decisión. Dichos árboles suponen una técnica de análisis discriminante no-paramétrica que predice la asignación de muestras a grupos predefinidos en función de una serie de variables. Su aplicación a una experiencia agronómica en la que un compost de lodo EDAR se utilizó como fertilizante orgánico durante 6 campañas desarrolladas en un *Cambisol Calcárico* localizado en Villafruela (Burgos) y en las que dosis de 0, 3,5, 7,5 y 17,5 t/ha de compost se añadieron en años alternos a una rotación cereal-leguminosa-oleaginosa. Los árboles de decisión obtenidos muestran buenas correlaciones entre los grados de productividad establecidos para cada cultivo y el contenido de materia orgánica y nitrógeno total del compost, así como con el contenido de P disponible en el suelo. Los árboles de regresión muestran también la relación que existe entre el contenido metálico residual suelo y sus características físico-químicas.

Palabras clave: Metales pesados, lodos de depuradora, árboles de decisión, WEKA, enmiendas orgánicas.

1. INTRODUCCIÓN

La realización de prácticas agrícolas intensivas ha tenido como consecuencia un descenso constante de los contenidos de materia orgánica en los suelos, especialmente en el entorno mediterráneo (European Commission, 2006). La aplicación de residuos de origen urbano o industrial como enmienda orgánica puede constituirse en una eficaz medida para la recuperación de suelos degradados y con baja fertilidad al mejorar sus propiedades físicas y ser fuente de nutrientes para las plantas y la microbiota del suelo (García-Gil y col., 2000). El volumen de residuos orgánicos reciclados en la agricultura ha ido aumentando progresivamente durante las últimas décadas. Muchos de estos residuos orgánicos tienen en su composición altos contenidos de nutrientes como N, P, K u otros oligoelementos, por lo que pueden ser considerados como potenciales fertilizantes, además del efecto positivo que su contenido en materia orgánica proporciona al suelo (Hargreaves y col., 2008). No obstante, su aplicación debe realizarse con los debidos controles evitando los excesos de nutrientes o la toxicidad de algunos de sus constituyentes, pues pueden constituirse en un potencial peligro para la salud humana o de los ecosistemas receptores (Sing y Agrawal, 2008; Smith, 2009).

Si bien buena parte de los lodos de EDAR tienen un destino mayoritariamente agrícola, son pocos los modelos existentes que permitan la predicción de sus efectos en el suelo, en especial en lo referente a su contenido metálico, o su papel en la fertilidad y productividad de los diferentes cultivos (Gabrielle y col., 2005). La minería de datos muestra su utilidad mediante

la aplicación de algoritmos matemáticos para el descubrimiento de patrones de comportamiento en bases de datos que puedan utilizarse como modelos. En esta línea, Cortet y col. (2011) proponen el uso de la minería de datos para la identificación de los principales factores que condicionarán la fertilidad del suelo y su posible contaminación por metales pesados o por contaminantes orgánicos, atendiendo a las propiedades del suelo, las características de los biosólidos y las condiciones agronómicas bajo las que se realiza su aplicación. El uso de árboles de regresión para predecir el valor numérico de una variable objetivo es una de las herramientas más utilizadas en minería de datos; estos árboles tienen una estructura jerárquica, con nodos internos que expresan condiciones de las variables de entrada y hojas donde aparece la predicción de la variable objetivo (Breiman y col., 1984).

El objetivo de este trabajo es analizar el efecto que tiene la aplicación durante 6 años de experimentación de un compost de lodos de EDAR a una rotación de cultivos de secano; la obtención de árboles de regresión servirá como modelo para la predicción de su efecto en la productividad del cultivo, la fertilidad del suelo y el impacto generado por su carga metálica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

La experiencia agronómica se ha desarrollado en una finca localizada en Villafruela (Burgos), 41°54'13" N y 3°52'41" O, situada en la comarca del Arlanza y caracterizada por una pluviometría media anual de 457,7 mm y temperatura media de 10,8 °C. El suelo es un *Cambisol Calcárico (CMc)* de escasa profundidad y textura franco-arcillosa, dedicado al cultivo en secano y en que se ha realizado durante 6 campañas una rotación cereal-oleaginosa-proteaginosa típica de la zona, con adición en años alternos de un compost de lodos de la EDAR de Burgos. El diseño experimental ha consistido en 25 subparcelas de 10x24 m² distribuidas en bloques incompletos no balanceados con cinco tratamientos y cinco réplicas por tratamiento: control (VC), fertilización inorgánica (VI) y dosis crecientes de compost de lodo de 3,5; 7,5 y 17,5 t/ha (VL1, VL2 y VL3). Tras un cultivo precedente de cebada, los cultivos desarrollados fueron: girasol, cebada, veza, cebada, guisante y cebada.

2.2. Muestreo

La toma de muestra de suelo se realizó finalizada la cosecha mediante la recolección de 20 submuestras superficiales en un recorrido en zigzag para cada subparcela, que posteriormente fueron mezcladas en una muestra compuesta, secadas al aire y tamizadas a 2 mm para su posterior análisis.

2.3. Parámetros físico-químicos

Las variables físico-químicas fueron determinadas de acuerdo con los métodos oficiales de análisis de suelos (MAPA, 1994): pH (1:2,5), conductividad eléctrica (CE, a 25 °C, 1:5), materia orgánica (MOS) por oxidación con K₂Cr₂O₇, nitrógeno total tras digestión Kjeldahl, P-Olsen y cationes de cambio mediante extracción en acetato amónico 1 M. La concentración total de metales pesados y oligoelementos (Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en muestras de suelo se realizó mediante espectrometría de absorción atómica (AAS) de llama tras una digestión con HNO₃ (conc.) asistida por microondas. Todas las determinaciones fueron realizadas por triplicado.

2.4. Análisis estadístico

La construcción de los árboles de regresión fue realizada mediante la utilización del software libre WEKA (*The Waikato Environment for Knowledge Analysis*), utilizando el método Reptree (Witten y Frank, 2005). Para mejorar el rendimiento y/o interpretabilidad predictiva

de los árboles, se usaron dos técnicas diferentes de poda numérica: el número mínimo de casos en una hoja (*NMC*16, 24 ó 32) y la profundidad máxima del árbol (*PMA*2, 3 ó 4). El rendimiento de los modelos se evaluó de acuerdo con tres criterios cuantitativos estimados por validación cruzada 10 veces: coeficiente de correlación, error medio absoluto (MAE) y error medio cuadrado (RMSE).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los árboles de regresión que se obtienen deben ser interpretados según la pregunta “*qué ocurre si*” realizada a partir de la raíz de cada árbol; cuanto más cercana está la propiedad a la raíz del árbol, mayor es su influencia sobre la variable predicha por el modelo. Se han obtenido modelos mediante minería de datos para los parámetros relacionados con la fertilidad del suelo (N-total, materia orgánica (MOS) y P-Olsen), con la contaminación por metales pesados y con la productividad de los cultivos. Para el análisis de la productividad, dado que se desarrollaron cultivos diferentes y las condiciones de producción fueron muy variables, se ha recurrido a su transformación en cinco rangos utilizando como referencia la producción de las parcelas control.

Con respecto a los parámetros relacionados con la calidad del suelo, los mejores ajustes se obtuvieron para el N-total ($r=0,8690$), P-Olsen ($r=0,7695$) y MOS ($r=0,5816$); todos ellos significativos ($p<0,01\%$). Se aprecia una estrecha relación entre los contenidos de MOS y N-total y una clara respuesta de los contenidos de N-total y P-Olsen en el suelo tras la aplicación de las dosis más altas de compost y el número de adiciones realizadas. En la Figura 1 se muestra como ejemplo el árbol de regresión obtenido para el N-total del suelo, dado que es el parámetro que mejor muestra dichas dependencias: en primer lugar con el número de adiciones de compost realizadas, con los valores de materia orgánica, de P-Olsen y de Mg de cambio, en el suelo. Una menor influencia tiene si el cultivo fue de cebada o éste ha sido su cultivo precedente.

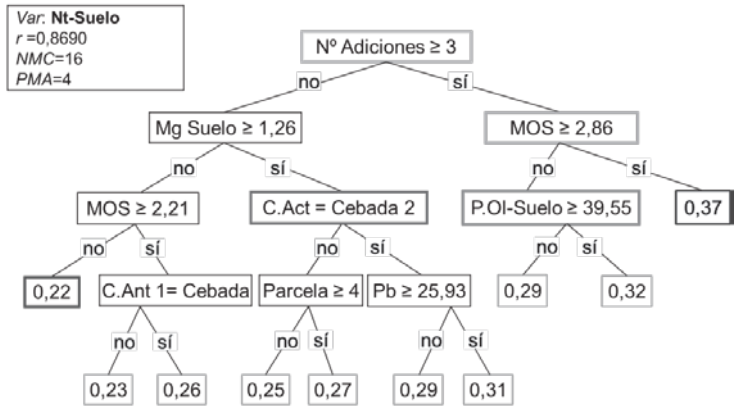


Figura 1. Árbol de regresión para la predicción de los valores de nitrógeno total del suelo (en % sobre ms).

En cuanto a los árboles de regresión obtenidos para el contenido de metales pesados, se han encontrado altos niveles de correlación para metales como Ni, Cu, Zn, Pb y Cr, oscilando entre 0,921 y 0,775. En la Figura 2 se recogen los árboles correspondientes a los valores de Cr y Cu en el suelo. El árbol correspondiente al Cr muestra una estrecha relación con altos contenidos de Pb que están en relación con el empleo de las dosis más elevadas de compost y con un mayor número de adiciones realizadas. En el caso del Cu, aparece correlación con los contenidos de Zn y Ni en suelo y también con el empleo de las mayores dosis de compost. Aunque no mostrado, el árbol correspondiente al contenido de Pb en el suelo corrobora su correlación con

el Cr, así como con el Cd, y con la concentración de materia orgánica del compost, lo que puede implicar una fuerte asociación de estos elementos a las estructuras orgánicas del compost.

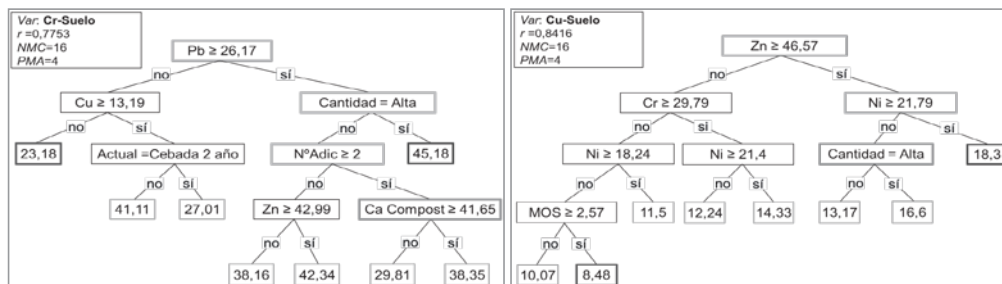


Figura 2. Árboles de regresión para la predicción de los valores de Cr y Cu en el suelo (en mg kg⁻¹ ms).

El compost de lodos de EDAR utilizado en estas experiencias tiene una elevada carga metálica, si bien sus concentraciones están por debajo de los límites establecidos para la aplicación agronómica de lodos de depuradora (RD 1310/1990 de 29 de octubre). Su aplicación al suelo durante tres campañas agronómicas y en dosis moderadas (<20 t/ha) ha supuesto la acumulación de determinados metales en el suelo, algunos de ellos relacionados con los componentes orgánicos del mismo, lo que puede condicionar su biodisponibilidad en años de cultivo posteriores.

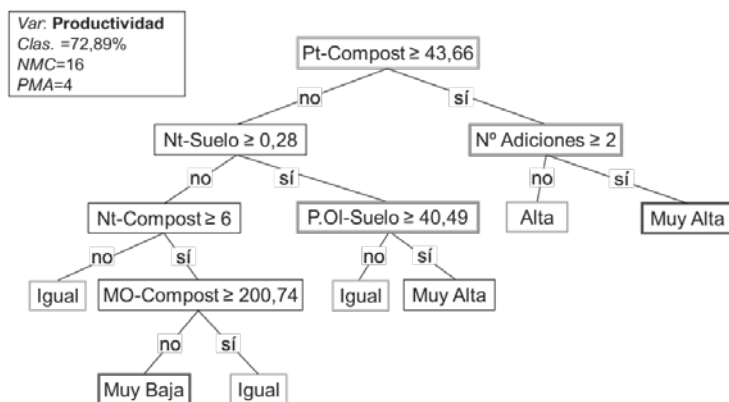


Figura 3. Árbol de clasificación con la predicción de los niveles de productividad con respecto al control para los diferentes cultivos.

Los resultados obtenidos para los niveles de productividad se muestran en la Figura 3 donde se observa que las mayores producciones aparecen asociadas a la concentración de P-total en el compost, a un mayor número de adiciones, así como al aumento de N-total y P-Olsen en el propio suelo y, en menor medida, a la composición en C y N del compost. En el árbol de regresión no aparecen efectos adversos sobre la producción de los metales pesados presentes en el compost, ni tampoco ningún efecto relevante de la rotación de cultivos empleada, lo que valida el empleo como fertilizante orgánico de este compost de lodos EDAR.

4. CONCLUSIONES

- El modelo Reptree de árboles de regresión permite el manejo de grandes volúmenes de datos y su representación gráfica es sencilla y de fácil explicación.

- La incorporación de dosis inferiores a 20 t/ha de compost de lodo EDAR y tras 3 aplicaciones consecutivas tiene un efecto directo en el incremento de la fertilidad del suelo.
- La acumulación de determinados metales pesados como Cr, Pb, Cu o Zn aparece relacionada con el empleo reiterado de las dosis más altas de compost.
- Los niveles de producción responden positivamente a la aplicación reiterada del compost dados sus altos contenidos de P y N totales, no apareciendo efectos residuales por la acumulación de metales pesados sobre la producción.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Breiman L., Friedman J.H., Olshen R.A., Stone C.J., 1984. *Classification and regression trees*. Wadsworth, Belmont, CA.
- European Commission, 2006. *Impact assessment of the thematic strategy on soil*. SEC (2006)620.
- Gabrielle B., Da-Silveira J., Houot S., Michelin J., 2005. Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban biosolid composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 110, 289-299.
- 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.
- 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.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994. *Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para Riego. Vol. III.*, MAPA, Madrid.
- Singh R.P., Agrawal M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manage.* 28, 347-358.
- 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.
- Witten I.H., Frank E., 2005. *Data Mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques*. Morgan Kaufmann Publ., Elsevier, New York.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado mediante convenio firmado entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León y el Grupo de Investigación UBUCOMP y el Proyecto TIN2011-24046 del Ministerio de Economía y Competitividad.

SECCIÓN 2.
Procesos de biotransformación
de la materia orgánica

EFFECTO DE LA MADURACIÓN SOBRE LA CALIDAD QUÍMICA, BIOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE VERMICOMPOSTS DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES

Esperanza Romero Taboada*, Jean Manuel Castillo Díaz, Rogelio Nogales Vargas-Machuca

Departamento Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada. *E-mail: esperanza.romero@eez.csic.es

Resumen: El conocimiento de los cambios que se producen en los vermicomposts en la etapa maduración tras el proceso de vermicompostaje es escaso. En este estudio, empleando dos vermicomposts obtenidos de residuos lignocelulósicos vitivinícolas y oleícolas, se ponen de manifiesto los cambios químicos, enzimáticos y microbiológicos (abundancia total de bacterias y hongos y relativa de las clases alfa-, beta- y gammaproteobacterias y actinobacterias) que se producen tras madurar 2 meses. En la etapa de maduración de estos dos vermicomposts se redujeron las actividades enzimáticas, indicando una disminución de la actividad microbiana, debido a la desaparición de las fuentes de carbono más disponible y al secado parcial del vermicomposts durante ese periodo. En contraste, la abundancia total de bacterias, y, especialmente, de hongos aumentó significativamente. Se observa una disminución de betaproteobacterias y actinobacterias, que se compensó con aumentos significativos de gammaproteobacterias. El análisis de componentes principales evidenció la separación entre los vermicomposts, antes y después de madurar, debido a las diferencias de la actividad deshidrogenasa y abundancia de proteobacterias y actinobacterias, parámetros que se correlacionaron negativamente con los vermicomposts maduros. Debido a ello y a la composición química, la estabilidad y calidad de los vermicomposts maduros fue superior a la de los vermicomposts sin madurar.

Palabras claves: residuos oleícolas y vitivinícolas, actividades enzimáticas, bacterias, hongos, taxones bacterianos, PCR en tiempo real.

1. INTRODUCCIÓN

El vermicompostaje se considera como el proceso que tiene lugar desde la inoculación de las lombrices en el residuo orgánico hasta su retirada. No obstante, este proceso, especialmente si se desarrolla a escala comercial, debe incluir, a semejanza del proceso de compostaje, dos etapas más que son: el acondicionamiento, en la etapa inicial al proceso de vermicompostaje, con objeto de favorecer la entrada y supervivencia de las lombrices, y otra al final del proceso, que es la etapa de maduración para mejorar los productos que de él se obtienen. La maduración es una etapa de naturaleza pasiva, en la que solo intervienen microorganismos, que no requiere de ningún tratamiento, y que tiene lugar una vez retiradas las lombrices del residuo orgánico (Domínguez y Edwards, 2011; Nogales y col., 2014). Actualmente la información sobre los cambios que se producen en esta etapa es escasa, aunque estos cambios deberían ser estudiados y considerados con objeto de optimizar el proceso de vermicompostaje y obtener enmiendas orgánicas estables y maduras de calidad para su aplicación a suelos agrícolas. En este sentido, el estudio tuvo como objetivo evaluar los cambios químicos, bioquímicos y microbiológicos antes y después de madurar durante 2 meses, dos vermicomposts obtenidos de residuos lignocelulósicos vitivinícolas y oleícolas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Mezclas de sarmiento y lodo de vinaza (4:1, peso seco:peso seco) (residuo vitivinícola) y de alperujo y estiércol (4:1, peso seco:peso seco) (residuo oleícola), fueron vermicompostadas en litera convencional, durante 15 y 18 semanas respectivamente, utilizando lombrices *Eisenia fetida*. Una vez retiradas las lombrices, ambos materiales fueron madurados durante 2 meses. Se analizaron las propiedades químicas, enzimáticas y microbiológicas de muestras representativas de los productos antes (V) y después de madurar (M).

Los análisis químicos y enzimáticos, en triplicado, se realizaron según métodos establecidos descritos por Alef y Nannipieri (2005), Fernández-Gómez y col. (2011) y Perucci y col. (2000).

La extracción del DNA de las muestras se realizó según el procedimiento ISO-11063 descrito por Petric y col. (2011). La abundancia total de bacterias y hongos así como la relativa de alfa, beta y gammaproteobacterias y actinobacterias fueron cuantificadas, a partir de taxones específicos 16S rRNA y 18S rRNA, mediante primers seleccionados (Castillo y col., 2013). Las PCR a tiempo real se llevaron a cabo según las condiciones descritas por Philippot y col. (2011) para bacterias y Prevost-Boure y col. (2011) para hongos, con algunas modificaciones, utilizando un termociclador iCyclerMyiQ™ (Bio-Bad) y Sybr-green como sistema de detección. La efectividad de PCR a tiempo real varió entre 95,6 y 99 %.

El análisis estadístico de los resultados se realizó empleando el programa estadístico SPSS Windows versión 13.0 (Chicago, Illinois, USA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el periodo de maduración de los residuos vitivinícolas existen cambios de pH hacia la neutralización del producto acompañados de una concentración en sales. Sin embargo, en ambos vermicomposts se observaron disminuciones significativas en los niveles de carbono orgánico total, carbono hidrosoluble y relación C/N de los productos sin madurar (Tabla 1). En cambio, los contenidos de ácidos húmicos, la relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos y el índice de germinación de semillas de berro fueron afectados positivamente, lo que implicaría un mayor grado de estabilidad y madurez de los vermicomposts maduros respecto a aquellos sin madurar.

Tabla 1. Parámetros químicos e índices de germinación (IG) de los vermicomposts, antes (V) y después de madurar (M). El asterisco (*) indica, en cada residuo orgánico, diferencias significativas ($p < 0,05$), entre el vermicompost sin madurar (V) y maduro (M).

	Vitivinícola		Oleícola	
	V	M	V	M
Humedad (%)	77±3*	23±1	69±4	22±1
pH	8,7±0,1*	7,6±0,1	7,8±0,0	7,8±0,0
Conductividad (dS m ⁻¹)	2,2±0,2*	4,4±0,2	3,1±0,0	3,2±0,2
Carbono orgánico total (g kg ⁻¹)	414±1*	317±6	405±1*	274±1
Carbono hidrosoluble (g kg ⁻¹)	22±0,3*	5,6±0,2	16±0,1*	7,6±0,0
Nitrógeno Kjeldahl total (g kg ⁻¹)	35±0,1*	28±0,5	18±0,0*	19±0,3
C/N	12,4±0,0*	11,4±0,0	22,1±0,5*	14,5±0,2
Ácidos húmicos (g kg ⁻¹)	15±0,7*	30±0,3	76±2*	105±0,7
Ácidos húmicos/ácidos fúlvicos	0,51±0,05	1,2±0,2*	1,2±0,07*	2,2±0,0
Índice de germinación (%)	39±9*	76±4	43±9*	100±10

El periodo de maduración disminuyó significativamente las actividades deshidrogenasa, orto-difenoloxidas, β -glucosidasa y ureasa del producto sin madurar (V) (Tabla 2). Estas disminuciones indicarían una reducción de la actividad microbiana durante la maduración, debido a la desaparición de las fuentes de C y N más disponible aún presentes en ambos productos al final del período de vermicompostaje. Además, durante el período de maduración no se añadió agua, lo cual dio lugar a un secado parcial de la materia orgánica contenida en ambos sustratos (Tabla 1). Dick (1994) señala que el secado parcial reduce la actividad metabólica bacteriana, favoreciendo la inactivación de las enzimas hidrolíticas extracelulares. La mayor actividad β -glucosidasa, ureasa y fosfatasa registrada en el vermicompost oleícola maduro sugiere que una fracción de esas enzimas extracelulares se encontrarían ligada a los ácidos húmicos (Burns, 1982), cuyo contenido fue mayor en este producto que en el vitivinícola maduro (Tabla 1).

Tabla 2. Parámetros bioquímicos y microbiológicos de los vermicomposts, antes (V) y después de madurar (M). El asterisco (*) indica, en cada residuo orgánico, diferencias significativas ($p < 0,05$), entre el vermicompost sin madurar (V) y maduro (M).

	Vitivinicola		Oleícola	
	V	M	V	M
Deshidrogenasa	320±26*	145±11	324±10*	172±11
O-Difenoloxidas	13,3±1,0*	4,6±0,9	9,3±0,7*	3,0±0,2
β-Glucosidasa	12,0±0,4*	6,70±1,3	17,3±0,6	16,7±0,6
Ureasa	0,36±0,08*	0,19±0,07	0,97±0,03*	0,41±0,07
Fosfatasa ácida	19,5±3,5	16,5±2,3	16,3±2,4*	25,6±3,0
Bacterias (abundancia)	2,5 ± 0,7*	7,2 ± 0,2	1,3 ± 0,3*	3,3 ± 0,4
Hongos (abundancia)	12 ± 1,1*	148 ± 18	3,6 ± 1,9*	189 ± 22
Alphaproteobacterias(%)	5,9±0,7	7,0±0,4	7,8±0,8*	10,5±1,3
Betaproteobacterias (%)	1,25±0,12*	0,24±0,01	0,85±0,1*	0,34±0,04
Gammaproteobacterias(%)	3,1±0,2*	4,8±0,3	6,8±0,6*	12,9±2
Actinobacterias (%)	11,9±1,4*	6,9±0,5	14,3±1*	11,2±1,5

Unidades: Deshidrogenasa: $\mu\text{g INTF g}^{-1}\text{h}^{-1}$; o-Difenoloxidas: $\mu\text{mol g l}$, β-Glucosidasa y Fosfatasa ácida: $\text{mgPNP g}^{-1}\text{h}^{-1}$, Ureasa: $\text{mgNH}_4 \text{ g}^{-1}\text{h}^{-1}$, bacterias: Número copias 16SrRNA $\times 10^9 \text{ g}^{-1}$, hongos: Numero copias 18SrRNA $\times 10^6 \text{ g}^{-1}$.

La abundancia total de bacterias, y particularmente, de hongos aumentó significativamente por la maduración. El mayor aumento de los hongos indicaría que después de vermicompostaje todavía persistirían compuestos recalcitrantes y complejos, que serían degradados por estos microorganismos. Además, el secado no los afectaría, ya que ellos y a diferencia de las bacterias, pueden desarrollarse en sustratos orgánicos con baja humedad. Aunque proteobacterias y actinobacterias no representan todas las bacterias, la disminución de la abundancia relativa de betaproteobacterias y actinobacterias, fue equilibrada por el aumento de alfa- y gamma-proteobacterias (Tabla 2).

Las actividades enzimáticas y la abundancia de microorganismos fueron utilizadas para realizar el análisis de componentes principales (Figura 1).

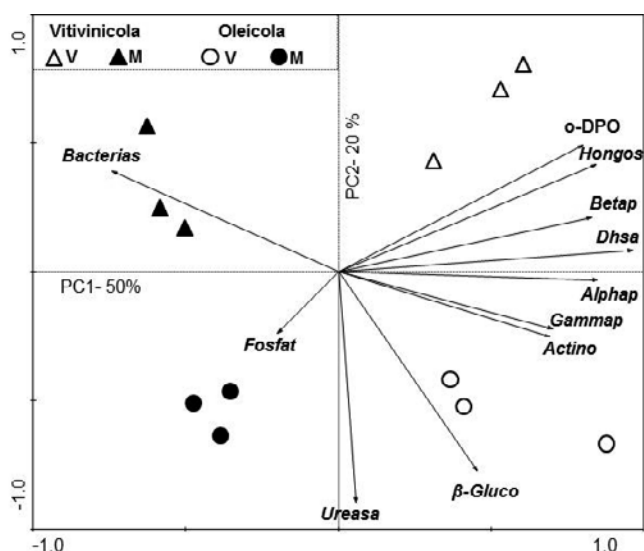


Figura 1. Análisis de componentes principales de actividades enzimáticas, abundancia total de bacterias y hongos y abundancia relativa de proteobacterias y actinobacterias en los vermicomposts, antes (V) y después de madurar (M).

El primer y segundo componente principal (PC 1 y PC 2) explicarían el 70 % de la varianza, por lo que los factores empleados para este análisis son adecuados para comparar los vermicomposts antes y después de madurar. La distribución de las muestras en el plano definido por la PC1 con una variabilidad del 50 % mostró una separación para ambos productos, oleícolas y vitivinícolas, atendiendo a sus diferencias de vermicompost maduro (M) e inmaduro (V). Estas diferencias fueron dependientes, de la actividad deshidrogenasa y de la relativa abundancia de beta-, alfa-, y gammaproteobacterias y de actinobacterias, variables que se correlacionaron entre sí y negativamente con los vermicomposts maduros. El plano de la PC2, con una variabilidad del 20 % se obtiene una separación de los vermicomposts en función del tipo de residuo orgánico ensayado. Esta separación se debe principalmente a las características bioquímicas, en concreto a las enzimas extracelulares principalmente ureasa, β -glucosidasa y fosfatasa de los vermicompost, variables que dependen de la naturaleza de los residuos orgánicos utilizados en el proceso de vermicompostaje.

4. CONCLUSIONES

El periodo de maduración afectó a las propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas de los vermicomposts que se obtienen después de la retirada de las lombrices del residuo. Dicha etapa debería ser obligatoria para las empresas productoras con objeto de mejorar las propiedades agronómicas de los vermicomposts que comercializan.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alef K., Nannipieri P., 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press Limited, San Diego, CA. 576 p.
- Burns R.G., 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14, 423–427.
- Castillo-Díaz J.M., Romero E., Nogales R., 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. *Bioresource Technol.* 146, 345–354.
- Dominguez J., Edwards C.A., A., 2011. Relationships between Composting and Vermicomposting En: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R. (Eds.). *Vermiculture Technology*. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA, pp. 11–26.
- Dick, R.P., 1994. Soil Enzyme Activities as indicators of soil quality. En: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdek, B.A. Stewart (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. ASSA, Special Publication No. 35, Madison, WI, USA, pp. 107–124.
- Fernández-Gómez M.J., Nogales R., Insam, H., Romero, E., Goberna, M., 2011. Role of vermicompost chemical composition, microbial functional diversity, and fungal community structure in their microbial respiratory response to three pesticides. *Bioresource Technol.* 102, 9638–9645.
- Nogales R., Romero E., Fernández-Gómez M., 2014. *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones*. Ed. Mundi-Prensa. En prensa.
- Perucci P., Casucci C., Dumontet S., 2000. An improved method to evaluate the odiphenol-oxidase activity of soil. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1927–1933.
- Petric I., Philippot L., Abbate C., Bispo A., Chesnot T., Hallin S., Laval K., Lebeau T., Lemanceau P., Leyval C., Lindström K., Pandard P., Romero E., Sarr A., Schlöter M., Simonet P., Smalla, K., Wilke B.M., Martin-Laurent F., 2011. Interlaboratory evaluation of the ISO standard 11063 “Soil quality - Method to directly extract DNA from soil samples”. *J. Microbiol. Meth.* 84, 454–460.
- Philippot L., Tschirko D., Bru D., Kandeler E., 2011. Distribution of high bacterial taxa across the chronosequence of two alpine glacier forelands. *Microbial Ecol.* 61, 303–312.
- Prevost-Boure N.C., Christen R., Dequied, S., Mougél C., Lelievre M., Jolivet C., Shahbazkia H.R., Guillou L., Arrouays D., Ranjard L., 2011. Validation and application of a PCR primer set to quantify fungal communities in the soil environment by real-time quantitative PCR. *PLoS One* 6(9):e24166.

Agradecimientos: El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, proyecto CTM2010-16807 y cofinanciado con fondos FEDER. Los autores agradecen a F. Calvo y C. Cifuentes la ayuda técnica prestada.

EFICIENCIA EN EL PROCESO DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGANICA DE LOS RESIDUOS MUNICIPALES (FORM): ESTUDIO DEL CASO ECOPARC 2 DE MONTCADA I REIXACH, BARCELONA

Manuel Mena^{1*}, August Bonmatí², Montserrat Pujolà¹, Josep Tarraga³, Jordi Comas¹

¹Dep. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia Univ. Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech
Esteve Terradas 8, 08860 Castelldefels, Barcelona.

²IRTA. GIRO Unitat mixta IRTA-UPC, Caldes de Montbui, Barcelona.

³Ecoparc 2, Montcada i Reixach, Barcelona.

*E-mail: jmanuelmenag@hotmail.com

Resumen: La recuperación de nutrientes en el tratamiento de la FORM es un tema relevante en Europa tal como se recoge en la iniciativa "End of Waste" (IPTS, 2012). Se ha estudiado la recuperación de nutrientes en el Ecoparc 2 a partir del proceso del tratamiento de la FORM. El tratamiento consiste en una digestión anaerobia, separación mecánica del digerido mediante prensado (Sp), centrifugado (Sc) y compostaje de los sólidos obtenidos mezclados con paja, para obtener un compost comercial (C_{com}) con partículas menores a 10 mm. Los resultados indican que en el C_{com} se recuperó un 28 % del N total entrante al proceso de compostaje. El K y Na recuperado estuvo entre un 38-40 %, respectivamente. La recuperación de S, P, Ca y Mg estuvo entre el 26 % y 60 %. El contenido de elementos potencialmente tóxicos lo clasifican en la categoría B, según el Real Decreto 506/2013 de productos fertilizantes. Por lo tanto, como la recuperación de MS en el compost final fue de un 12 %, se propone la búsqueda de alternativas de tratamiento de la FORM que permitan incrementar la recuperación de nutrientes y MS manteniendo o aumentando su calidad en términos de nutrientes y metales pesados.

Palabras clave: balance de masa y nutrientes, digerido, sólido de prensa, sólido de centrifuga, compost.

1. INTRODUCCIÓN

De todos los residuos orgánicos que se producen anualmente en la Unión Europea, la FORM representa una de las mayores fracciones (Bidlingmaier y col., 2004). La Directiva Europea (99/31/EC) establece que se debe disminuir su deposición sin tratamiento, proponiendo como estrategia prioritaria la recogida selectiva (Pognani y col., 2010). El procesamiento de la FORM habitualmente se realiza mediante compostaje o digestión anaerobia más una estabilización del digerido mediante compostaje, sin embargo, información básica como la eficiencia, los flujos de masa, consumo de energía y costos de los tratamientos no están totalmente esclarecidos (Pognani y col., 2012; Zhang y Matsuto, 2011). Para obtener esta información, algunas plantas están desarrollando balances parciales de masa que permitan evaluar su eficiencia (Araújo Morais y col., 2008; Montejo y col., 2010; Zhang y Matsuto, 2010; Banks y col., 2011). Con la finalidad de evaluar la eficiencia del proceso global del tratamiento de la FORM en el Ecoparc 2, se propone el uso de balances de masa y de nutrientes de las diferentes etapas considerando todos los flujos de entradas y salidas de materiales, así como, la determinación de la estabilidad del compost final.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diagrama de flujo y puntos de muestreo en el Ecoparc 2 de Montcada i Reixach

En el año 2013 se hizo un muestreo de los diferentes flujos de entrada y salida durante el tratamiento de FORM en el Ecoparc 2, ubicado en el polígono industrial Can Salvatella de Montcada i Reixach, Barcelona, con la finalidad de realizar balances de masa y nutrientes (Figura 1).

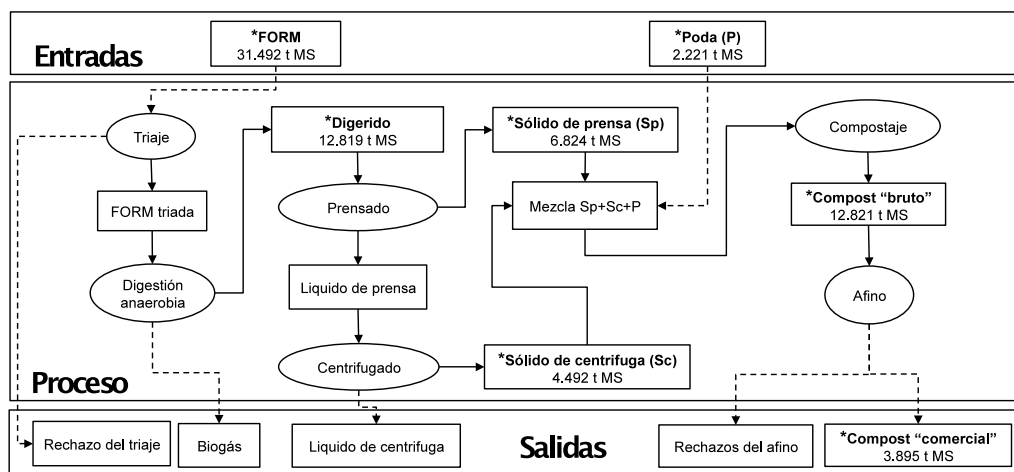


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de tratamiento de la FORM en el Ecoparc 2, (*) puntos de muestreo y balance de masa en términos de materia seca.

Se tomaron 5 kg de cada punto de muestreo provenientes del cuarteo de una muestra compuesta de 50 kg. De las muestras secas y trituradas se analizaron materia seca, sólidos volátiles, pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico total (TOC), N-NH₄ (sobre materia fresca), macronutrientes (C, N, S, P, S, Ca, Mg, K y Na), micronutrientes (Fe, Mn) y metales pesados (Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cd y Cr). Los análisis se realizaron de acuerdo con los métodos propuestos por el Consejo Americano de Compostaje (TMECC, 2001). La estabilidad de la materia orgánica del compost se realizó a partir del método Van Soest (Van Soest, 1963) y los índices de respiración dinámicos (IRD) y la tasa de respiración acumulada (AT₄) a partir de la propuesta de Adani y col. (2004). Todos los análisis se realizaron por duplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Balance de materia seca

El Ecoparc 2 trata unas 91.764 t de MO al año (88.212 t MF de FORM y 3.552 t MF de poda). La FORM tiene un 35,7±1,4 % MS y la poda 62,5±1,4 % MS y representan un 93 y 7 % de las entradas de productos a tratar, en términos de materia seca, respectivamente. La poda es utilizada para dar estructura y porosidad a la mezcla que será compostada. En el pretratamiento manual, mecánico y magnético de la FORM se observan unas pérdidas del 25 % en términos de MS, correspondientes a impropios. La FORM pretratada (33,2±1,1 % MS) representa el 75 % de las entradas en MS, respecto a la FORM inicial. La FORM del foso y la FORM pretratada se caracterizan por un pH ácido (4,9-5,8) coincidiendo con los resultados de Pognani y col. (2010) y Adani y col. (2006). La FORM pretratada se mezcla con digerido recirculado y se introduce en los biodigestores. En esta etapa se produce biogás y el digerido obtenido (21,8±1,0 % MS) contiene un 41 % de la materia seca presente en la FORM inicial. A la salida del digestor la mezcla se somete a un proceso de prensado y centrifugado. De este proceso se obtiene un sólido de prensa (Sp) (52,9±0,6 % MS) y un sólido de centrifuga (Sc) (33,6±0,02 % MS) que representan un 53 y un 35 % de la materia seca del digerido, respectivamente. El Sp y Sc son mezclados con poda triturada (P) en una proporción (1:2:2 v/v/v Sp:Sc:Poda, respectivamente). La mezcla es introducida a los túneles de compostaje durante 3 semanas alcanzando una temperatura cercana a los 70 °C. Al final del proceso se obtiene un compost "bruto" (69,4±1,0 % MS) que representa un 38 % de la materia seca de

la FORM y la poda. Para finalizar el proceso, el compost “bruto” pasa por la etapa de afino para separar los materiales impropios mediante un tromel con apertura de malla de 20 mm, mesa densimétrica y criba con apertura de malla de 10 mm. Al final del proceso se obtiene un compost “comercial” con partículas menores a 10 mm ($70,3 \pm 0,1$ % MS) que en términos de materia seca representa un 12 % de las entradas totales al proceso.

3.2. Balance de nutrientes

El balance de nutrientes se recoge en la Figura 2. El digerido contiene un 26 % de C respecto a la FORM inicial y 43, 64 y 72 % de N, S y P, respectivamente. En el sólido de prensa se recuperó un 45 % de C y 30, 52 y 57 % de N, S y P, frente al contenido del digerido. El sólido de centrifuga recupera el 73 % del C frente al total de C presente en el líquido de prensa. Así mismo, entre el 70 y 90 % del N, S y P encontrado en el líquido de prensa. El compost “bruto” mantuvo un 42 % del carbono presente en la mezcla no compostada de sólido de prensa, sólido centrifuga y poda. La recuperación de S y N fue del 40 % y del P el 90 %. Al afinarse el compost bruto, el compost comercial retuvo un 26 % del C presente en la mezcla de Sp+Sp+P. Las retenciones de N y S, en el compost comercial, fueron de aproximadamente 30 % y del P un 59 % respecto a la mezcla antes de compostar (Figura 2).

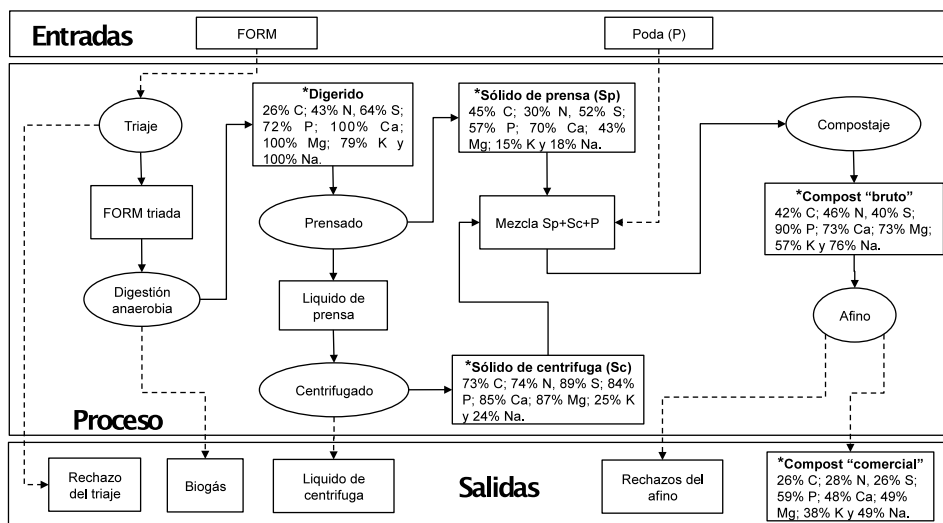


Figura 2. Recuperación de nutrientes en los principales flujos de tratamiento de la FORM (*)

Las concentraciones de metales pesados presentes en el compost comercial lo clasifican en la categoría B de los productos fertilizantes, según el Real Decreto Español 506/2013. También, se determinó un descenso del 26 % de la materia orgánica lábil en el compost menor a 10 mm respecto a la cuantificada en la FORM inicial. Finalmente, los valores IRD ($0,3 \pm 0,1$ g O₂ kg_{MS}⁻¹ h⁻¹) y AT₄ (23 ± 11 mg O₂ kg_{MS}⁻¹) determinados por Pognani y col. (2010, 2012) sugieren que el compost analizado alcanzó una buena estabilización (Tabla 1).

Tabla 1. Contenido de materia orgánica lábil e índices respirométricos en el compost menor a 10 mm.

Producto	MO lábil (g*kg ⁻¹)	*IRD (gO ₂ kg _{MS} ⁻¹ h ⁻¹)	**AT ₄ (mgO ₂ kg _{MS} ⁻¹)
Compost menor a 10 mm	510	0,3±0,0	17,9±1,6

*Índice de Respiración Diario. **Tasa acumulada a cuatro días.

4. CONCLUSIONES

La eficiencia en la recuperación de masa durante el tratamiento de la FORM, en términos de materia seca, fue del 12 %. La retención de C, N, P y S fue del 26, 28, 59 y 38 %, respectivamente, frente a la mezcla antes de compostar. Para el S, Ca, Mg y Na el porcentaje de recuperación, respecto a la mezcla antes de compostar, estuvo entre un 26 y 49 % respectivamente. La concentración de metales pesados ubica al compost comercial en la categoría B de productos fertilizantes según el RD 506/2013. La estabilidad del compost “comercial” es aceptable según los datos reportados en la literatura. Estos resultados sugieren la búsqueda de alternativas que permitan una mayor recuperación de materia seca y nutrientes, así como la disminución de elementos potencialmente tóxicos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Adani F., Confalonieri R., Tambone F., 2004. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic waste. *J. Environ. Qual.* 33, 1866-1876.
- Adani F., Ubbiali C., Genevini P., 2006. The determination of biological stability of compost using the dynamic respiration index: the results of experience after 2 years. *Waste Manage.* 26, 41-48.
- Banks C.J., Chesshire M., Heaven S., Arnold R., 2011. Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: performance assessment by mass and energy balance. *Bioresource Technol.* 102, 612-620.
- Bidlingmaier W., Sidaine J.M., Papadimitrou E.K., 2004. Separate collection and biological waste treatment in the European Community. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 3, 307-320.
- De Araújo Morais J., Ducom G., Achour F., Rouez M., Bayard R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. *Waste Manage.* 28, 1791-1800.
- Institute for Prospective Technological Studies, 2012. Technical report for End-of-waste criteria on Biodegradable waste subject to biological treatment. Third working document, Seville, Spain. http://susproc.jrc.ec.europa.eu/activities/waste/documents/IPTS_EoW_Biodegradable_waste_3rd_working_document_working_line_nr.pdf (fecha de consulta: 24/02/2014).
- Montejo C., Ramos P., Costa C., Márquez M.C., 2010. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants. *Bioresource Technol.* 21, 8267-8272.
- Pognani M., Barrena R., Font X., Sánchez A., 2012. A complete mass balance of a complex combined anaerobic/aerobic municipal source-separated waste treatment plant. *Waste Manage.* 32, 799-805.
- Pognani M., Barrena R., Font X., Scaglia B., Adani F., Sánchez A., 2010. Monitoring the organic matter properties in a combined anaerobic/aerobic full-scale municipal source-separated waste treatment plant. *Bioresource Technol.* 101, 6873-6877.
- Van Soest P.J., 1963. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. I. Preparation of fibres residues of low nitrogen content. *Assoc. Off. Agr. Chem. J.* 46, 825-829.
- Zhang H., Matsuto T., 2010. Mass and element balance in food waste composting facilities. *Waste Manage.* 30, 1477-1485.
- Zhang H., Matsuto T., 2011. Comparison of mass balance, energy consumption and cost of composting facilities for different types of organic waste. *Waste Manage.* 31, 416-422.

Agradecimientos: Este trabajo se realizó gracias al financiamiento del Ecoparc 2 y a la beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) del gobierno de México.

MODELIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA MEDIANTE ESTEQUIOMETRÍA VARIABLE Y CONTROL TERMODINÁMICO. APLICACIÓN AL ÁCIDO VALÉRICO

Sergi Fluvà, Albert Moreno, Vicente Pastor, Xavier Flotats*

*GIRO unidad mixta IRTA-UPC. Departament d'Enginyeria Agroalimentaria i Biotecnologia. Universitat Politècnica de Catalunya, UPC-BarcelonaTECH. Campus del Baix Llobregat. Esteve Terradas 8, 08860 Castelldefels. Barcelona. *E-mail: xavier.flotats@giroct.irta.cat*

Resumen: El objetivo del presente trabajo es estudiar la metodología de modelización matemática de sistemas complejos de procesos biológicos utilizando estequiometría variable de las reacciones, función de la energía disponible en el medio para el crecimiento de los microorganismos. Esta metodología evita la predicción de reacciones endergónicas, esto es, que no son termodinámicamente posibles. Como caso de estudio se analiza el sistema formado por la descomposición biológica en medio anaerobio de ácido valérico y propiónico, que producen acético e hidrógeno y finalmente metano, interviniendo cuatro poblaciones de microorganismos. Los ajustes obtenidos de datos experimentales utilizando esta metodología, substituyendo las ecuaciones correspondientes del modelo ADM1, mejoran sustancialmente los ajustes obtenidos mediante el modelo ADM1 con estequiometría constante. Los modelos matemáticos de sistemas biológicos utilizando estequiometría variable y control termodinámico podrían suponer la nueva frontera en este campo de trabajo.

Palabras clave: ADM1, propiónico, acético, hidrógeno, metano.

1. INTRODUCCIÓN

La modelización matemática de procesos biológicos complejos de tratamiento de residuos, en los que intervienen varias poblaciones de microorganismos interactuando entre ellas, siguiendo reacciones simultáneas o consecutivas, o actuando de forma sintrófica, es una herramienta que permite entender la dinámica compleja del sistema, probar hipótesis, guiar el diseño de experimentos, interpretar resultados y, en definitiva, diseñar procesos optimizados. El modelo ADM1 de digestión anaerobia o el modelo del proceso de compostaje de Solé-Mauri y col. (2006), por ejemplo, consideran que los coeficientes estequiométricos de las reacciones son constantes y que la velocidad de reacción se puede expresar mediante una cinética de Monod multiplicativa, en la que se tienen en cuenta las concentraciones de sustratos e inhibidores para modular la velocidad de reacción. Sin embargo, la estequiometría de las reacciones y la velocidad de crecimiento de los microorganismos dependen de la energía que éstos pueden obtener de cada reacción, la cual depende tanto de la actividad de los componentes como de la temperatura y presión del medio, variables en el tiempo. En ciertas circunstancias, algunas reacciones biológicas pueden no ser termodinámicamente posibles, situación que los modelos citados no contemplan, pudiendo predecir el desarrollo de reacciones endergónicas.

Las metodologías de estimación de parámetros estequiométricos a partir del análisis de la bioenergética de las reacciones y la estimación de la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos han sido estudiadas desde los años sesenta (McCarty, 1965; McCarty, 1971; Heijnen, 1999). Recientemente, estas metodologías han recobrado interés a fin de ser incorporadas a modelos de sistemas complejos, con el objetivo de predecir rutas metabólicas preferentes, como es el caso del trabajo de Rodríguez y col. (2006) para las rutas de descomposición de la glucosa en medio anaerobio en función de diferentes condiciones ambientales.

Se ha comprobado que la metodología adoptada por el ADM1 para predecir la estequiometría de las reacciones de acidogénesis de aminoácidos no es adecuada y que, además,

la tasa máxima de reacción depende del perfil de estas reacciones (Flotats y col., 2011), sugiriendo una dependencia de la bioenergética de las reacciones, función de la composición relativa de aminoácidos en el medio y de las condiciones ambientales del reactor. El presente trabajo se enmarca en una serie de actividades encaminadas a aplicar la metodología de estimación de coeficientes estequiométricos variables en función de condiciones termodinámicas cambiantes al problema de los aminoácidos, habiéndose iniciado con el estudio de las ecuaciones de la dinámica de sus productos (ácidos grasos volátiles e hidrógeno)

El objetivo del presente trabajo es exponer la aplicación de la metodología de la estequiometría variable, en función de condiciones termodinámicas variables, a las reacciones de acetogénesis y metanogénesis involucradas en la descomposición anaerobia del ácido valérico, como ácido intermedio del proceso y caso de estudio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha considerado la dinámica de cuatro poblaciones de microorganismos: dos bacterias acetogénicas consumidoras de ácido valérico y ácido propiónico, y dos arqueas metanogénicas, consumidoras de ácido acético e hidrógeno. Para el contraste de las simulaciones numéricas realizadas, se ha comprobado si estas eran capaces de ajustar los datos de Flotats y col. (2003) obtenidos de cuatro experimentos discontinuos simultáneos en régimen termofílico que pretendían analizar la dinámica del valérico en función de cuatro concentraciones iniciales diferentes de acético.

Para la determinación de los coeficientes estequiométricos de las reacciones de consumo de valerato, propionato, acetato e hidrógeno, en función de la variación de la energía libre de Gibbs (ΔG) de las reacciones según la temperatura y variaciones de las actividades de reactivos y productos, se ha adoptado la metodología desarrollada por Rittmann y McCarty (2001), con actualización de valores de algunos parámetros de McCarty (2007). De los mismos autores se ha adoptado la expresión para la estimación de la constante máxima de crecimiento, considerando que la tasa de consumo de electrones equivalentes (por unidad de masa de microorganismos y tiempo) es un parámetro que depende de cada población. Las ecuaciones obtenidas se han incluido en el modelo ADM1, con inclusión de la transferencia líquido/gas de CH_4 , H_2 y CO_2 , los equilibrios ácido-base y la determinación dinámica de pH. El ajuste de parámetros se ha realizado mediante minimización de la suma de los recíprocos de los coeficientes de determinación para todas las variables medidas experimentalmente (Flotats y col., 2010), aplicando el algoritmo de búsqueda directa de Luus y Jaakola (1973). Los resultados se han comparado con los obtenidos de la identificación de parámetros del modelo ADM1, considerando estequiometría constante.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran las reacciones deducidas, función de la fracción f_s de electrones del donador (diferente para valerato, propionato, acetato o hidrógeno) que se destinan a síntesis celular, expresando los microorganismos mediante la fórmula $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, calculada numéricamente a cada paso de integración en función de la bioenergética de cada reacción. El valor de f_s coincide con la tasa de transformación del sustrato (donador de electrones) en biomasa, Y , en unidades de $\text{g DQO}_{\text{biomasa}}/\text{g DQO}_{\text{sustrato}}$.

La estimación de ΔG para las reacciones del valerato y propionato indican que concentraciones elevadas de acetato o presiones parciales elevadas de H_2 , con concentraciones bajas de sustrato, dan lugar a reacciones no favorables termodinámicamente, obteniéndose valores nulos de la fracción f_s y de velocidades máximas de reacción. La dependencia de la velocidad de reacción con la presión parcial de H_2 se define en el ADM1 mediante una inhibición competitiva reversible, pero no considera inhibición por altas concentraciones de ace-

tato. Por este motivo, el ADM1 no es capaz de ajustar los datos experimentales ni reproducir sus tendencias, aun considerando todos sus parámetros cinéticos objeto de identificación. Incluyendo la inhibición por acético, el modelo ADM1 modificado (ADM1m) permite un ajuste aceptable (ver Figura 1), con valores de los parámetros cinéticos muy diferentes de aquellos propuestos por Batstone y col. (2002).

Tabla 1. Estequiometrías variables consideradas.

Valerato	$C_4H_9COO^- + \left(\frac{5+f_s}{5}\right)HCO_3^- + \frac{f_s}{5}NH_4^+ + \left(\frac{5-9f_s}{5}\right)H_2O$ $\rightarrow \frac{f_s}{5}C_5H_7NO_2 + CH_3COO^- + C_2H_5COO^- + 2(1-f_s)H_2 + \left(\frac{5-4f_s}{5}\right)CO_2$
Propionato	$C_3H_5COO^- + \left(\frac{3f_s}{10}\right)HCO_3^- + \frac{3f_s}{10}NH_4^+ + \left(\frac{20-27f_s}{10}\right)H_2O$ $\rightarrow \frac{3f_s}{10}C_5H_7NO_2 + CH_3COO^- + 3(1-f_s)H_2 + \left(\frac{5-6f_s}{5}\right)CO_2$
Acetato	$CH_3COO^- + \frac{3}{5}CO_2 + \frac{2f_s}{5}NH_4^+ + \left(\frac{5-8f_s}{5}\right)H_2O \rightarrow \frac{2f_s}{5}C_5H_7NO_2 + (1-f_s)CH_4 + \left(\frac{2-5f_s}{5}\right)HCO_3^-$
Hidrógeno	$H_2 + \left(\frac{5+3f_s}{20}\right)CO_2 + \frac{f_s}{10}HCO_3^- + \frac{f_s}{10}NH_4^+ \rightarrow \frac{f_s}{10}C_5H_7NO_2 + \left(\frac{1-f_s}{4}\right)CH_4 + \left(\frac{5+4f_s}{10}\right)H_2O$

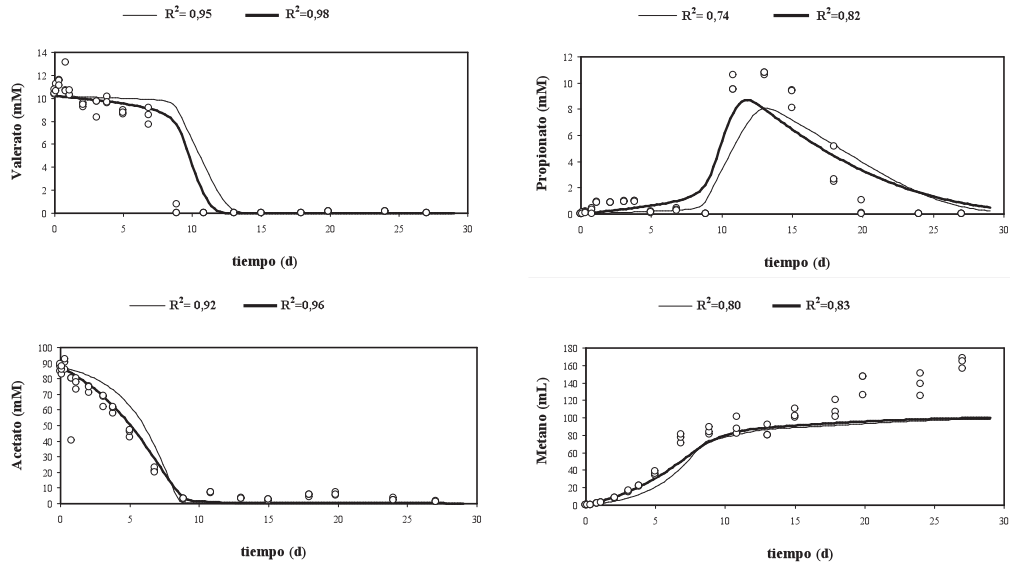


Figura 1. Mejores ajustes globales obtenidos con el modelo ADM1 modificado (ADM1m), incluyendo inhibición por acético (línea delgada), y ADM1m adoptando estequiometría variable (línea gruesa), para el experimento con una concentración inicial de 90 mm de acetato y 10 mm de valerato.

Un ligero mejor ajuste de los datos, expresada en términos de R², se obtiene utilizando estequiometría variable, con la misma estructura del ADM1 e incluyendo la inhibición por acético (ADM1m). La inclusión de términos de inhibición por productos de la reacción parece necesaria, ya que la metodología de cálculo utilizada para estimar la velocidad máxima de reacción en función de la energía disponible para el crecimiento de los microorganismos no es suficiente para simular el comportamiento observado. En la Figura 1 se muestran los resultados de los óptimos globales obtenidos para el modelo ADM1m, con inclusión de inhibición de la descomposición de valerato y propionato por acético, y el mismo modelo utilizando estequio-

metría variable, considerando las actividades de las especies gaseosas (CH_4 , H_2 y CO_2) como su concentración molar en el medio líquido. Utilizar las presiones parciales en la fase gas aporta valores ligeramente menores de los coeficientes de determinación.

La dificultad en la programación de los cálculos se ha encontrado alrededor de valores de $\Delta G=0$, donde se produce una discontinuidad en la derivada de la velocidad de consumo de sustrato. La adopción de la cinética de Monod, y de los términos de inhibición por H_2 y acetato para la acetogénesis, permite suavizar las variaciones y soslayar la problemática de cálculo numérico.

4. CONCLUSIONES

La modelización utilizando estequiometría variable y control termodinámico permite analizar en profundidad la bioenergética de las reacciones biológicas y considerar solamente las situaciones en las que éstas son termodinámicamente posibles. El trabajo realizado con el ácido valérico, como caso de estudio, ha permitido profundizar en la metodología y elaborar programas de cálculo que facilitarán la resolución de problemas más complejos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Batstone D.J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin, V.A., 2002. *Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)*, IWA Task Group for Mathematical Modeling of Anaerobic Digestion Processes. IWA Publishing, London, 78 p.
- Flotats X., Angelidaki R.I., Ahring, B.K., 2003. Parameter identification of thermophilic anaerobic degradation of valerate. *App. Biochem. Biotechnol.* 109, pp. 47-62.
- Flotats X., Palatsi J., Fernández B., Colomer M.À., Illa J., 2010. Identifying anaerobic digestion models using simultaneous batch experiments. *Environ. Eng. Manage. J.* 9, pp. 313-318.
- Flotats X., Fernández B., Palatsi J., 2011. Caracterización de la digestión anaerobia de proteínas de origen animal. En: J.A., López, M. Navarro, C. Rad (Eds.) *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental; Actas de la II Jornadas de la Red Española de Compostaje*. Universidad de Burgos. Burgos, 1-3 de junio 2010, pp. 594-605.
- Heijnen J.J., 1999. Bioenergetics of microbial growth. En: M.C. Flickinger, S.W. Drew (Eds): *Bioprocess technology: fermentation, biocatalysis and bioseparation*. John Wiley & Sons, Inc, pp. 267-291.
- Luus R., Jaakola T.H.I., 1973. Optimization by direct search and systematic reduction of the size of search region. *AIChE J.* 19, 760-766.
- McCarty P.L., 1965. Thermodynamics of biological synthesis and growth. En: J. Baers (Ed) *Advances in Water Pollution research: Proceedings of the 2nd International Conference on Water Pollution Research*, Vol 2, Pergamon Press Inc., Oxford, pp. 169-199.
- McCarty P.L., 1971. Energetics and kinetics of anaerobic treatment. En: *Anaerobic biological treatment processes; Advances in Chemistry series 105*, American Chemistry Society, Washington, pp. 91-107.
- McCarty P.L., 2007. Thermodynamic electron equivalents model for bacterial yield prediction: Modifications and comparative evaluations. *Biotechnol. Bioeng.* 97, 377-388.
- Rittmann B.E., McCarty P.L., 2001. *Environmental biotechnology: Principles and applications*. McGraw-Hill Book Company, New York, 754 p.
- Rodríguez J., Kleerebezem R., Lema J.M., van Loosdrecht M.C.M., 2006. Modeling product formation in anaerobic mixed culture fermentations. *Biotechnol. Bioeng.* 93, 592-606.
- Solé-Mauri F., Illa J., Magrí A., Prenafeta-Boldú F.X., Flotats X., 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technol.* 98, 3278-3293.

EFFECTOS DEL SISTEMA DE AIREACIÓN Y CUBIERTA EN EL COMPOSTAJE DE LA FORM

Marga López^{1*}, Martí Padrosa¹, Glòria Sánchez², Pascual Calafell², Silvia Barrera³, Alfredo Banzo³, Xavier Martínez-Farré¹

¹Universitat Politècnica de Catalunya; ²Àrea Metropolitana de Barcelona; ³Metrocompost S.L.

*E-mail: marga.lopez@upc.edu

Resumen: Durante el compostaje se reduce la masa y el volumen del material, principalmente durante la fase de descomposición, donde se pierde la mayor parte de la materia orgánica degradable y las necesidades de aire son especialmente elevadas tanto para mantener el proceso aeróbico como para compensar el calor generado. El suministro de aire se puede conseguir de manera pasiva mediante una mezcla adecuada de materiales, que a su vez puede ser ayudada por volteos, pero también a través de sistemas de ventilación forzada. El desprendimiento de vapor de agua reduce la humedad de la masa y la circulación del aire hacia la atmósfera arrastra gases que pueden conducir a la pérdida de nutrientes y a la emisión de olores.

Este trabajo presenta los resultados de la fase de descomposición de compostaje de FORM y fracción vegetal en mezcla 2:1 en dos pilas, una con ventilación forzada por impulsión y cubierta con membrana geotextil y la otra volteada. Se comparan las características de la mezcla inicial con las de final de descomposición al cabo de 6 semanas. La membrana de geotextil se utilizó para mejorar la conservación de la humedad y reducir la emisión de olores. Sobre las muestras de mezcla inicial y de final de descomposición de las dos pilas se determinó: densidad aparente, humedad, pH, conductividad eléctrica, nitrógeno amoniacal, materia orgánica, nitrógeno orgánico, relación C/N y grado de estabilidad, así como las emisiones de olor de ambas pilas. También se controló la temperatura y el número de volteos y riegos en la pila volteada. Los resultados se discuten en relación a los efectos de los dos sistemas de ventilación y cubierta con membrana.

Palabras clave: membrana geotextil, control de olores, degradación aeróbica, volteo, ventilación por impulsión.

1. INTRODUCCIÓN

La aportación de aire al proceso de compostaje resulta fundamental para su desarrollo, ya que permite suministrar el oxígeno necesario para mantener condiciones aerobias y a la vez regular la temperatura. Tanto la falta como el exceso de aireación comportan la ralentización del proceso, en un caso porque no se mantienen las condiciones de aerobiosis y en el otro porque se puede producir el secado excesivo de la pila.

Durante la transformación aeróbica de la materia orgánica se genera CO₂ y vapor de agua, pero también se emiten otros compuestos causantes de olores, como compuestos volátiles y amoníaco, debido a relaciones C/N iniciales demasiado bajas que conducen a la pérdida de este compuesto, y por tanto la pérdida de nitrógeno y empobrecimiento en nutrientes del producto.

La utilización de sistemas confinados en el compostaje incluye desde instalaciones cerradas con control y tratamiento de aire con biofiltros a la utilización de sistemas más sencillos y versátiles, como las membranas de geotextil, que han sido efectivas en la reducción del tiempo de proceso y de emisión de olores y una mejor conservación del oxígeno (Aleksza y col., 2008) así como en el alcance de temperaturas más elevadas durante la fase termófila en comparación con pilas descubiertas de las mismas características (Brito y col., 2007).

El objetivo del estudio fue determinar si durante la fase de descomposición, la utilización de un sistema consistente en cubrir la pila con una membrana de geotextil y con ventilación por impulsión de aire influía en la transformación del material y en la emisión de olores, en comparación con una pila dinámica clásica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Fracción orgánica y proceso de compostaje

El material de compostaje consistió en mezclar la fracción orgánica con fracción vegetal triturada en proporción volumétrica 2:1 FO:FV. La fracción orgánica estaba compuesta, a su vez, de dos materiales: fracción orgánica de residuo municipal de recogida selectiva (31,08 t) y fracción orgánica procedente de mercado de fruta y verdura (10,94 t). La mezcla homogénea de los tres materiales se realizó disponiéndolos en un cordón y haciendo pasar la volteadora 4 veces y la mezcla se pasó por un trommel de 80 mm para retirar impropios. La mezcla se dividió en dos partes iguales para conformar las pilas, que resultaron de 11 m de longitud, 3,30 m de ancho y 1,70 m de alto, que se mantuvieron en fase de descomposición durante 6 semanas.



Figura 1. Pila ventilada cubierta con geotextil, sistema de ventilación impulsada y control de temperatura.

Una de las pilas se procesó de la manera habitual, mediante volteos y riegos periódicos (PILA VOLTEADA) y la otra se cubrió con un geotextil durante todo el período, y no se aplicaron ni riegos ni volteos (PILA VENTILADA) (Figura 1). La membrana de geotextil consistió en una lona de tres capas, siendo de poliéster las dos externas y de politetrafluoroetileno (PTFE) la intermedia, con una respirabilidad superior a 4000g/m²/24h. La ventilación se realizó mediante dos tubos perforados en la base de la pila alimentados por un motor centrífugo de 3 kW que suministró un caudal de aire de 2800 m³/h. En ambas pilas se controló la temperatura, en la volteada mediante lectura manual y en la pila cubierta con geotextil, a través de una sonda insertada y monitorizada con lecturas periódicas.

2.2. Caracterización de las muestras

La toma de muestras y la caracterización general se ha llevado a cabo de acuerdo con Huerta y col. (2010). Cada una de las dos pilas se muestreó al inicio, una vez acabada la formación de las pilas que duró 3 días, y al final de la fase de descomposición, obteniendo un total de 4 muestras. Una vez en el laboratorio las muestras fueron homogeneizadas y separadas en dos partes para realizar las determinaciones sobre muestra seca y sobre muestra húmeda. En la instalación se realizaron las determinaciones de densidad aparente. La tabla 1 recoge las metodologías realizadas para caracterizar los materiales. Cada determinación se realizó como mínimo por duplicado.

Tabla 1. Métodos para la caracterización de muestras.

Parámetro	Medio	Metodología
Densidad aparente	Muestra húmeda	Relación masa respecto un volumen conocido (Huerta-Pujol y col., 2010)
Olores	Muestra húmeda	Olfactometría dinámica según Norma UNE-EN 13725:2004
% H - % MS	Muestra húmeda	Gravimetría indirecta. Secado en estufa 105 °C hasta peso constante
Granulometría	Muestra húmeda	Distribución del tamaño de partícula. Fracciones: <2mm, 2-5mm, 5-10mm, 10-25mm, 25-40mm, >40mm
pH	Muestra húmeda	pHmetría sobre el extracto acuoso 1:5 p:v
CE	Muestra húmeda	Conductimetría sobre el extracto acuoso 1:5 p:v
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Muestra húmeda	Potenciometría sobre el extracto acuoso 1:5 p:v. Cuantificación con electrodo selectivo de amoníaco
Materia orgánica total (MOT)	Muestra seca y triturada	Gravimetría indirecta. Calcinación a 560 °C durante 3 h
N orgánico	Muestra seca y triturada	Digestión Kjeldahl y cuantificación con electrodo selectivo de amoníaco
Materia orgánica resistente (GE)	Muestra seca y triturada	Doble hidrólisis y ácida y gravimetría por calcinación (López y col., 2010)

Para la determinación de olores se tomaron muestras por triplicado de ambas pilas en dos sesiones, al inicio del proceso de descomposición y al final; en la pila dinámica se muestreó justo después del volteo mientras que en la pila ventilada se muestreó durante el período de aireación y durante el paro del ventilador (Figura 2). La pila cubierta con geotextil está sometida a un régimen de aireación controlado, con períodos alternos de arranque y parada del ventilador. La primera semana la frecuencia de aireación ha sido de 2 min cada 20 min, mientras que la última semana ha sido de 2 min cada hora. Se toman muestras en dos momentos diferentes: durante la aireación (B) y durante el paro del ventilador justo después de la desactivación (C). De esta manera se evalúa la pila en las condiciones más desfavorables de emisión, para compararlo con la pila convencional.

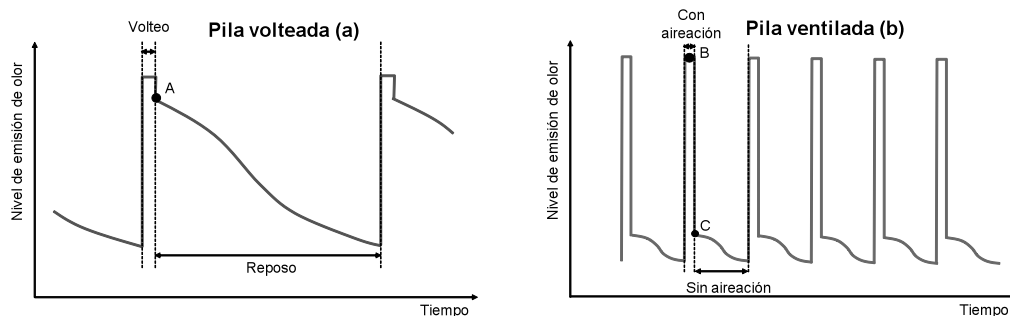


Figura 2. Evolución del nivel de emisión en pilas de descomposición convencional (a) y en pilas aireadas con ventilación forzada (b).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras iniciales de las dos pilas presentan características muy similares ya que proceden del mismo material separado en dos partes iguales. A lo largo del proceso, se experimentan cambios similares en las dos pilas pero al comparar los resultados finales se pueden observar ciertas diferencias entre los dos tratamientos.

En ambas pilas, la temperatura alcanzó valores de higienización, superando los 50 °C a partir del tercer día en la pila volteada y alcanzando los 70 °C a los 10 días. En la pila ventilada la temperatura alcanzó los 50 °C a las 60 horas aproximadamente y la temperatura máxima de 67 °C se alcanzó a los 13 días y se fijó como consigna del sistema para el control de temperatura mediante ventilación.

La densidad aparente es un parámetro que tiende a disminuir a lo largo del tiempo debido a la mineralización de la materia orgánica y a la reducción del tamaño de partícula, especialmente cuando se expresa sobre materia seca (Huerta-Pujol y col., 2010). Sin embargo, la densidad aparente en base húmeda en ambas pilas disminuye con el tiempo (Tabla 2), pero es debido a movimientos recientes del material, mientras que el valor en base seca, claramente aumenta en ambos casos, siendo algo superior en la pila volteada, lo que se puede relacionar con el efecto de los volteos. Este dato se corrobora en el hecho de que la distribución de partículas inferiores a 10 mm fue del orden del 80 % en la muestra de final de descomposición de la pila volteada, mientras que en la pila ventilada, el valor para esta fracción fue del 60 %.

Tabla 2. Caracterización de las muestras.

Parámetro	Iniciales		Finales	
	Pila ventilada	Pila volteada	Pila ventilada	Pila volteada
Densidad aparente (kg MH m ⁻³)	388	358	252	274
Densidad aparente en base seca (kg MS m ⁻³)	122	139	164	192
Olores (UO _E m ⁻² s ⁻¹) ⁽¹⁾	72,4 ⁽⁴⁾ 3,4 ⁽⁵⁾	29,1	15,5 ⁽⁶⁾ 0,7 ⁽⁷⁾	18,8
% H	68,46	61,06	34,98	30,05
pH	5,04	5,32	7,66	8,20
CE (dS/m)	4,06	4,18	5,56	6,12
ppm Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	719	722	337	400
% Materia orgánica total (MOT)	80,62	78,21	68,01	69,27
% N orgánico (Norg)	1,77	1,95	2,05	2,03
Relación C/N	23	20	17	17
% Materia orgánica resistente (MOR)	25,36	24,62	27,26	25,93
% Materia orgánica degradable (MOD) ⁽²⁾	55,27	53,59	40,75	43,35
% Grado de estabilidad (GE) ⁽³⁾	31,45	31,48	40,08	37,43

⁽¹⁾UO_E=unidad de olor europea; ⁽²⁾MOD=MOT-MOR; ⁽³⁾GE=MOR/MOT; ⁽⁴⁾con aireación de 2 minutos cada 20 minutos; ⁽⁵⁾sin aireación 18 minutos de 20 minutos; ⁽⁶⁾con aireación de 2 minutos cada 60 minutos; ⁽⁷⁾sin aireación 58 minutos de 60 minutos.

Las características sensoriales observadas en el laboratorio para las muestras de final de descomposición destacan que, aunque las dos se ven claramente transformadas y con un ligero olor a tierra de bosque ligeramente más intenso en la pila ventilada, también se detecta olor a amoníaco suave. En la muestra de la pila ventilada se observa una presencia destacable de actinobacterias, formando una capa blanca en la superficie de las partículas. También se puede destacar el aspecto más fino de la muestra volteada, que estaría de acuerdo con los resultados de densidad aparente y de tamaño de partícula.

Se observa que la cobertura de la pila con ventilación comporta globalmente un nivel de emisión odorífera inferior al de la pila dinámica, concretamente entre 3 y 16 veces, incrementándose esta diferencia a medida que avanza el proceso de descomposición. Cabe destacar que en el inicio del proceso de descomposición el nivel de emisión de la pila cubierta es más alto que el de la convencional, pero se ha de tener en cuenta la baja proporción de

tiempo de aireación de la pila cubierta. La pila cubierta presenta una mayor reducción de la carga de olor a lo largo de todo el proceso de descomposición de un 88 %, frente al 35 % en la pila dinámica. Aleksza y col. (2008) encontraron porcentajes de reducción de olores cercanos al 97 %.

La pila ventilada y cubierta conserva mejor la humedad, ya que la membrana reduce las pérdidas por evaporación, y a su vez presenta un pH más bajo. El menor contenido en agua de la pila volteada también justifica que se pueda dar un valor más elevado de CE junto con una mayor producción de nitrógeno amoniacal. El contenido en materia orgánica total disminuye respecto al inicial en ambas pilas hasta valores muy similares entre ellas mientras que el porcentaje de nitrógeno orgánico respecto al inicial aumenta ligeramente, dando valores iguales para ambas, lo que comporta una disminución de la C/N hasta valores idénticos.

En los parámetros relacionados con la estabilidad se puede observar que la pila ventilada alcanza valores ligeramente más elevados de MOR y de GE, mientras que la MOD es más elevada en la pila volteada, lo que indicaría una mejor transformación del material ventilado. Si se analizan las pérdidas tomando como base la materia mineral, resultan más elevadas en la pila ventilada para MOT (49 % frente 37 %), y especialmente en la MOD (55 % frente 43 %), que se reduce más intensamente que en la pila volteada; también se producen pérdidas de nitrógeno orgánico (30 % en ventilada y 26 % en volteada), pero más bajas que las de materia orgánica. Este comportamiento está relacionado con la presencia de restos vegetales en la mezcla, que contribuyen a la conservación del nitrógeno, pero dado el valor de la C/N inicial, inferior al 30-35 recomendado como ideal para no perder nitrógeno, es esperable el valor de pérdida obtenido.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de esta prueba indican una mejor eficiencia en la transformación del material en el caso de la pila con ventilación forzada y cubierta con membrana geotextil en base a parámetros de grado de estabilidad. No obstante, se deberá esperar a disponer de los resultados del proceso de compostaje completo y evaluar cómo afecta en su totalidad.

La reducción de la emisión de olores resulta efectiva debido a la utilización de la membrana de geotextil respecto la pila volteada.

Para poder evaluar ampliamente la eficiencia del cambio de sistema se deberían considerar aspectos como el coste de la membrana y su mantenimiento, el consumo de energía para volteos y riegos o la reducción de la cantidad de lixiviado al ser incorporados en el proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aleksza L., Ferencz K., Csoke B., 2008. Treating solid communal waste involves stacking chopped waste; aerating under pressure; covering waste with specific semipermeable membrane and composting. Número(s) de patente: HU200300660-A1. Hungría.
- Brito L.M., Amaro A.L., Fernandes A.S., Mourao I., 2007. Influências físicas sobre características químicas na compostagem da fracção sólida de chorume de bovinos leiteiros. *Revista Ciências Agrárias* 30, 98-108.
- Huerta O., López M., Soliva M., 2010. Procés de Compostatge: Caracterització de mostres. Diputació de Barcelona. ISBN 978-84-9803-428-8. 431 p.
- Huerta-Pujol O., Soliva M., Martínez-Farré F.X., Valero J., López M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technol.* 101, 995-1001.
- López M., Huerta-Pujol O., Martínez-Farré F.X., Soliva M., 2010. Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 171-181.

Agradecimientos: Àrea Metropolitana de Barcelona y Metrocompost S.L.

INFLUENCIA DE LA PROPORCIÓN DE RESIDUO DE ALGODÓN COMO AGENTE ESTRUCTURANTE EN EL COMPOSTAJE DE PURÍN DE CERDO

André Santos^{1*}, M^a Ángeles Bustamante², Raúl Moral², M^a Pilar Bernal¹

¹Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Murcia.

²Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela, Alicante.

*E-mail: amsimoes@cebas.csic.es

Resumen: En este experimento se ha estudiado la influencia de la proporción del agente estructurante (residuo del desmotado de algodón) en el desarrollo del proceso de compostaje, como tecnología de tratamiento de la fracción sólida de purín de cerdo (FS), y su efecto en la calidad del producto obtenido. Se prepararon dos pilas de proporciones distintas de agente estructurante y se estudió la evolución de la temperatura y de los parámetros físico-químicos. Se verificó que ambas pilas desarrollaron un buen proceso de compostaje, obteniéndose un producto con una buena madurez y calidad. Ambas pilas mostraron elevadas temperaturas en la fase termófila, con la disminución de las formas más lábiles (solubles en agua) de carbono y nitrógeno, indicando una fuerte actividad microbiana durante esta etapa, lo que conlleva una mineralización intensa de la MO y la producción de un compost rico en sustancias húmicas. El uso de una proporción más elevada de FS disminuyó la duración de la fase termófila y proporcionó un compost con mejores propiedades para el uso agrícola.

Palabras-clave: compost, humificación, mineralización MO, madurez, sistema Rutgers.

1. INTRODUCCIÓN

La producción porcina en Murcia se ha intensificado en los últimos años, siendo hoy en día, la 4^a región de España en términos de producción. La intensificación del sistema ha creado una acumulación de residuos (purines) en determinadas áreas que necesitan un correcto manejo para evitar los problemas ambientales asociados, como lixiviación de nutrientes, emisiones de gases con efecto invernadero, emisiones de malos olores, etc. Para ello, es preciso desarrollar técnicas respetuosas con el medio ambiente para el tratamiento de dichos residuos.

El compostaje es una técnica muy usada para el tratamiento residuos orgánicos. Es un proceso bio-oxidativo que implica la mineralización y humificación parcial de la materia orgánica, con la producción de un material estable, libre de fitotoxicidad y patógenos y rico en compuestos húmicos y nutrientes esenciales para la producción vegetal (Zucconi y col., 1981).

El co-compostaje de la fracción sólida del purín de cerdo con un residuo vegetal, como estructurante, es una técnica necesaria para mejorar las condiciones de aireación, relación C/N y humedad de la mezcla, factores importantes para un buen desarrollo del proceso de compostaje (Bernal y col., 2009). Según Paredes y col. (1996), el desmotado de algodón (residuo industrial generado durante la separación del algodón de la planta) mejora estas condiciones en comparación con la paja de cereal (estructurante muy usado, por su elevada disponibilidad en las granjas). El objetivo principal de este estudio, es verificar la influencia de la proporción de agente estructurante (desmotado de algodón) en el desarrollo del proceso de compostaje de la fracción sólida de purín de cerdo (FS) y su efecto en la calidad del producto obtenido.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La FS usada fue obtenida tras una separación sólido-líquido de purín de cerdo mediante un sistema de tornillo-prensa en una granja de cebo. El residuo de desmotado de algodón (R. algodón) se obtuvo de una desmotadora localizada en Sevilla y no fue sometido a tratamiento

previo alguno para su utilización en compostaje (Tabla 1). En una planta piloto de compostaje perteneciente a la UMH se prepararon dos pilas de 2000 kg cada una con dos proporciones de FS y residuo de algodón y se compostaron mediante el sistema Rutgers de pila estática con aireación forzada a demanda de temperatura (regulada a 65 °C). Las proporciones de las pilas fueron:

Pila A: Proporción 4:3 FS:R. algodón (v/v)

Pila B: Proporción 3:4 FS:R. algodón (v/v).

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los materiales iniciales (en materia seca).

	pH	CE (dS m ⁻¹)	Humedad (%)*	MO (%)	COT (g kg ⁻¹)	C _w (g kg ⁻¹)	NT (g kg ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	C/N	Lignina (%)
R. algodón	6,97	7,15	14	87,9	534	n.d.	10,1	0,33	51,3	50
FS	7,66	6,16	75	68,6	356	5,41	33,8	11	10,8	n.d

n.d.: no determinado; *: calculado en base a peso fresco.

Las proporciones se calcularon para obtener una relación C/N próxima a 25 (considerada como óptima para el proceso de compostaje), intentando reciclar el máximo de FS que admitía el desmotado de algodón pero siempre teniendo en cuenta la humedad de la mezcla final. Durante el proceso de compostaje, las pilas se voltearon dos veces cuando la temperatura interna de las pilas empezaba a disminuir, con objeto de homogenizar los materiales. La temperatura interna de las pilas fue monitorizada a lo largo del proceso, utilizando dos sondas de temperatura por pila, conectadas a un data logger y al sistema de ventilación. La humedad se mantuvo alrededor del 40 % con riegos semanales controlados.

La fase bio-oxidativa del proceso se dio por terminada a los 103 días, cuando la temperatura interna fue similar a la externa; la ventilación forzada se paró y las pilas se dejaron madurar durante dos meses más (167 días). Durante todo el proceso se tomaron diez muestras representativas de cada pila, procedentes de 6 puntos en toda su profundidad. Las muestras se analizaron químicamente según métodos estándar (Santos y col., 2014): pH, conductividad eléctrica (CE), humedad, materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (C_w), nitrógeno total (NT) y amónico (N-NH₄⁺) y en los compost maduros se determinó además la capacidad de cambio catiónico (CCC), carbono extraíble de ácidos húmicos y fúlvicos (C_{EX}, C_{AH}, C_{AF}), macro y micronutrientes y el índice de germinación (IG) (Zucconi y col., 1981).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Analizando el perfil térmico de las pilas de compostaje (Figura 1), se ha observado, para ambas pilas, un aumento de temperatura durante la primera semana del proceso, alcanzando temperaturas superiores a 60 °C. Dichas temperaturas se mantuvieron durante más de 35 días, indicando una buena actividad microbiana y biodegradabilidad de los materiales y garantizando una buena higienización del compost. La pila B presentó una fase termófila más larga que la pila A, debido al uso de una mayor proporción de agente estructurante rico en COT. Resultados similares encontraron Yañes y col. (2009), durante el compostaje de lodo de depuradora, donde las mezclas con mayores proporciones de residuos de poda como estructurante, presentaban una fase termófila más prolongada. Tras los volteos, la temperatura se reactivó en ambas pilas, verificando que las mezclas seguían microbiológicamente activas. La fase bio-oxidativa del proceso de compostaje duró 103 días, cuando las temperaturas de las pilas alcanzaron valores estables cercanos a la temperatura ambiente.

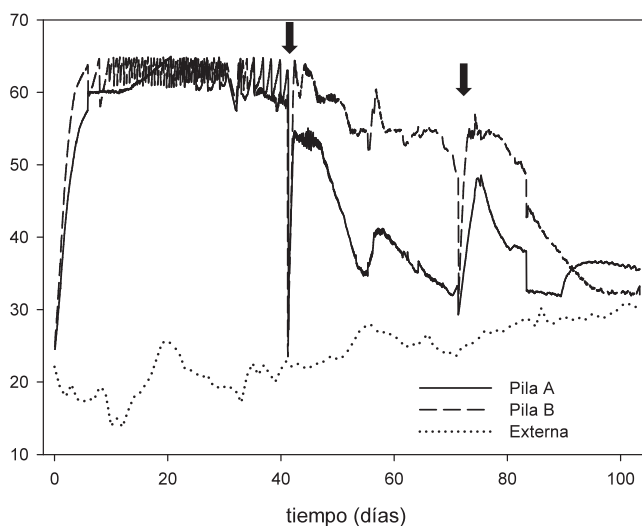


Figura 1. Perfiles térmicos de las pilas de compostaje. Las flechas indican los volteos.

En la Tabla 2 se resumen los resultados de los parámetros físico-químicos estudiados durante el proceso de compostaje. Se ha observado un descenso de los valores de pH (relacionado con el proceso de nitrificación) y un incremento de los valores de CE a lo largo del proceso, debido al incremento de la concentración de sales solubles por mineralización de la materia orgánica del compost. La concentración en MO ha sufrido un descenso durante el proceso mostrando la mineralización de esta y el consumo de las formas más lábiles de carbono (C_w). En la Figura 2b, se observa una mineralización más intensa en la pila A durante los 5 primeros días, lo que puede estar relacionado con la mayor cantidad de FS usada, que proporciona una forma de C más fácilmente disponible a los microorganismos. Sin embargo, la mayor cantidad de materiales recalcitrantes de la pila B (alta proporción de lignina del residuo de algodón), proporcionaron una mineralización más lenta de la MO. Ambas pilas demuestran una estabilidad de la mineralización al final del proceso.

Tabla 2. Evolución de los parámetros físico-químicos durante el proceso de compostaje en el inicio del proceso, en la fase termófila, al final de la fase bio-oxidativa y tras la fase de maduración.

	pH	CE (dS m ⁻¹)	MO (%)	COT(g kg ⁻¹)	C _w (g kg ⁻¹)	NT(g kg ⁻¹)	COT/NT
A-I	7,4 ± 0,03	5,7 ± 0,1	79,1 ± 0,8	363 ± 3	27,5 ± 0,7	2,0 ± 0,05	18,6 ± 0,6
A-T	7,3± 0,03	6,8 ± 0,2	65,5 ± 0,8	347 ± 12	20,1 ± 1,1	3,2 ± 0,05	11,0 ± 0,4
A-B	6,8 ± 0,02	9,4 ± 0,1	56,7 ± 0,6	311 ± 14	7,8 ± 0,2	3,4 ± 0,06	9,3 ± 0,3
A-M	6,8± 0,02	10,7 ± 0,2	57,3 ± 0,6	303 ± 10	7,0 ± 0,1	3,5 ± 0,05	8,6 ± 0,3
B-I	7,8 ± 0,02	6,2 ± 0,19	73,3 ± 0,9	357 ± 6	24,7 ± 0,3	2,2 ± 0,03	16,3 ± 0,4
B-T	7,6± 0,04	6,2 ± 0,09	62,2 ± 0,8	336 ± 11	18,9 ± 1,5	2,8 ± 0,06	12,2 ± 0,5
B-B	6,9 ± 0,02	7,8 ± 0,1	57,3 ± 1,2	298 ± 11	8,1 ± 1,0	3,3 ± 0,07	9,1 ± 0,4
B-M	6,9± 0,03	10,1 ± 0,3	57,2 ± 1,4	292 ± 8	7,3 ± 0,8	3,1 ± 0,11	9,4 ± 0,3

Las concentraciones de COT y C_w disminuyeron al largo del proceso, verificándose un rápido descenso entre la fase inicial y la fase termófila, indicando una fuerte actividad microbiana, verificada por las elevadas temperaturas registradas durante esta fase. La concentración de COT disminuyó el 15 % y el 24 % para las pilas A y B, respectivamente. Al final del proceso, la concentración de C_w representaba el 2,3 y 2,5 % del COT en las pilas A y B, respectivamente.

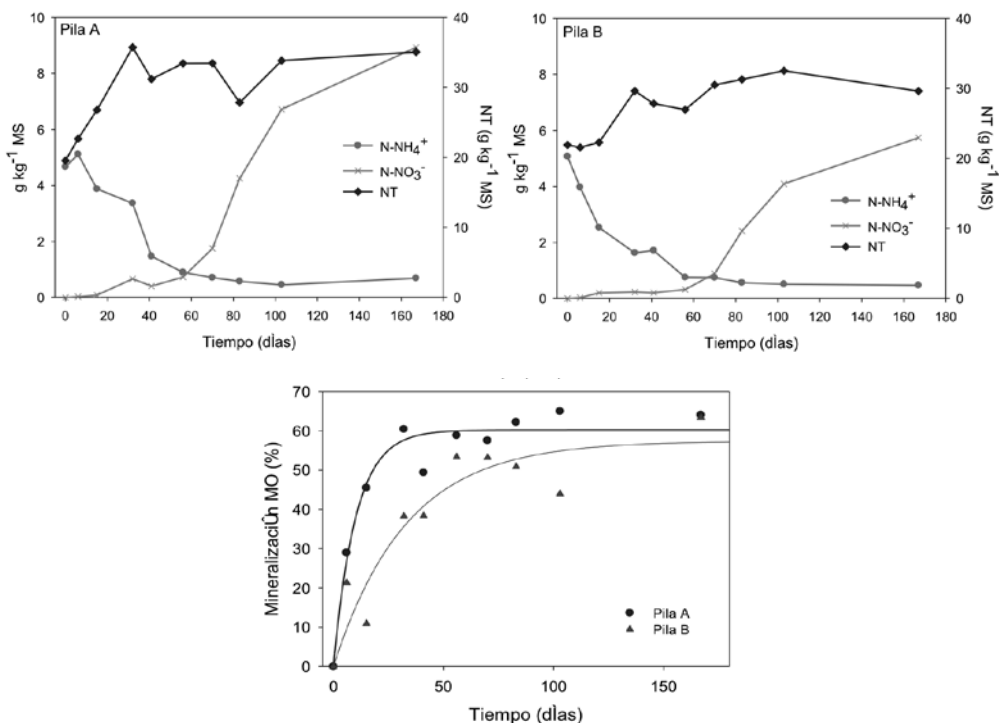


Figura 2: Evolución de las formas de nitrógeno de las pilas A (a) y B (b); y mineralización de la MO (c) durante el proceso de compostaje. Los puntos corresponden con los valores experimentales y las líneas con los ajustes a un modelo cinético de primer orden del proceso de mineralización.

Analizando la evolución de las formas de nitrógeno (Figura 2a y b), se observó un aumento en la concentración de NT, debido a un efecto de concentración por la reducción del volumen de las pilas. La concentración de $N-NH_4^+$ sufrió una disminución más acentuada en la pila A que en la pila B en la etapa inicial del proceso, que está relacionada con la mayor intensidad microbiana detectada en esta pila y por las elevadas temperaturas observadas en la fase termófila. La concentración de $N-NO_3^-$ aumentó durante el proceso, principalmente cuando la temperatura de las pilas empezó a disminuir de valores termófilos. La pila A presentó concentraciones más elevadas de $N-NO_3^-$, lo que indica que el proceso de nitrificación fue más intenso.

En la Tabla 3 se presentan algunos parámetros indicadores del grado de madurez y calidad agronómica del compost. Según los valores límite considerados por varios autores para compost maduros, los compost obtenidos presentaron un adecuado grado de madurez, con valores de $IG > 50\%$, $C_{AF} < 12,5\ g\ kg^{-1}$, relación $C/N < 12$, relación $N-NH_4^+/N-NO_3^- < 0,16$ y $CCC > 67\ cmol\ kg^{-1}\ MO$. También alcanzaron un buen grado de humificación, donde el C_{AH} representó el 2,9 y 1,6 % del COT para las pilas A y B, respectivamente. La mayoría de los parámetros de calidad se adecuan a los valores considerados en la legislación (Real Decreto 506/2013), pero ambos composts se clasifican como clase C, debido a su elevado contenido en Cu y Zn proveniente de la FS.

Tabla 3. Parámetros de madurez y calidad agronómica de los compost maduros.

	IG (%)	C _{ex} (g kg ⁻¹)	C _{AF} (g kg ⁻¹)	C _{AH} (g kg ⁻¹)	CCC (cmol kg ⁻¹ MO)	N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)
A	89	16,7	8,1	8,67	90	0,03	326	947	10
B	93	12,2	7,5	4,78	100	0,03	262	719	63

4. CONCLUSIONES

El residuo del desmotado de algodón resultó ser un material adecuado como agente estructurante en el proceso compostaje. Al aumentar la proporción de agente estructurante, la fase termófila del proceso se alarga, extendiendo así el tiempo necesario para la fase activa del compostaje, y produciendo un compost con menores concentraciones de C, N y sustancias húmicas. Así, el uso de una proporción 4:3 de FS:R. algodón (v/v) es adecuada para el compostaje de la FS, obteniéndose un compost con buena calidad y con alto grado de madurez. Sin embargo, para garantizar su calidad es preciso controlar las concentraciones de Cu y Zn en la FS.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Santos A., Bustamante M.A., Moral R., Bernal M.P., 2014. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* (en prensa), DOI:10.1007/s11027-014-9593-0.
- Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.* 100, 5444-5453.
- Paredes C., Bernal M.P., Roig A., Cegarra J., Sánchez-Monedero M.A., 1996. Influence of bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. *Int. Biodeter. Biodegr.* 38, 205-210.
- Yañes R., Alonso J.L., Díaz M.J., 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresource Technol.* 100, 5827-5833.
- Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertoldi M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado por el Programa People (acción Marie Curie) del Séptimo Programa Marco de la Unión Europea FP7/2007-2013/, bajo acuerdo de subvención REA n° 289887, proyecto ReUseWaste, y los resultados y conclusiones obtenidas reflejan sólo la opinión del autor, no siendo la Unión responsable de ningún uso que pueda hacerse de la información contenida en ellos.

EVALUACIÓN DE LA VIABILIDAD DE LA VALORIZACIÓN CONJUNTA DE ESTIÉRCOL VACUNO Y RESIDUOS DE ALMAZARAS MEDIANTE CO-DIGESTIÓN: POTENCIAL ENERGÉTICO Y AGRONÓMICO

José Ángel Rubio¹, Luis Isidoro Romero², José Luis García-Morales^{1*}

¹*Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales*

**E-mail: joseluis.garcia@uca.es*

²*Departamento de Ingeniería Química y Tecnología de Alimentos. Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz. Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real, Cádiz.*

Resumen: Para propiciar un mejor aprovechamiento del potencial de los residuos orgánicos del sector agroalimentario se hace necesario, en muchos casos, el tratamiento conjunto de alguno de ellos para aprovechar sinergias. Estas suelen producirse con los residuos del sector ganadero, por su elevada generación, elevado contenido en distintas formas de nitrógeno y relativamente bajo contenido en materia orgánica. Por el contrario, algunos residuos o subproductos del sector agroalimentario de la industria de transformados de origen vegetal presentan un elevado contenido en materia orgánica carbonosa y, en general, bajos contenidos en compuestos de nitrógeno. En el presente trabajo, se evalúa la posibilidad de un aprovechamiento conjunto mediante un proceso de biometanización de estiércol vacuno y subproductos generados en almazaras de dos fases (alperujo). Los resultados a escala de laboratorio y en rango mesofílico de temperatura (35 °C) mostraron que la mezcla alperujo:estiércol en la proporción 60:40 (p/p) es la que mejores resultados presenta sobre otras ensayadas en estudios previos, frente a los co-sustratos de partida. Asimismo, el porcentaje en sólidos de la mezcla que puso de manifiesto un mejor comportamiento se situaba en el intervalo entre un 10-15 %. El proceso de co-digestión en semicontinuo, en las condiciones seleccionadas, permitió una operación estable en tiempos de retención hidráulica (TRH) en el rango de 15 a 40 d, con una generación de metano en el intervalo 0,37-0,94 LCH₄/L_Rd similar a otros procesos de co-digestión de otros residuos del sector. Asimismo, el digerido obtenido presentaba unos niveles muy bajos de compuestos fitotóxicos (AGV y polifenoles) y una materia orgánica más estabilizada, susceptible de un aprovechamiento agronómico, o bien directo o bien mediante un preprocesado mediante compostaje y/o separación de las distintas fases.

Palabras clave: Digestión anaerobia, residuos agroganaderos, biogás, digerido.

1. INTRODUCCIÓN

La industria agroalimentaria es uno de los principales sectores industriales de la economía mundial, siendo uno de sus principales problemas la generación de importantes volúmenes de residuos, principalmente de origen orgánico. Una de las posibles alternativas de gestión de estos residuos es su valorización energética mediante un proceso de digestión anaerobia, permitiendo con ello obtener una fuente de energía renovable en forma de biogás y un digerido apto para ser utilizado como abono orgánico, generando un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los suelos.

El alperujo es un subproducto producido en la industria extractiva del aceite de oliva. Según el Consejo Oleícola Internacional (COI), en el año 2012 se produjo en España 3,4 millones de toneladas de aceite de oliva que se corresponde con una producción de alperujo en torno a las 6 millones de toneladas. La generación de este subproducto se concentra durante un periodo de 6 meses y se caracteriza por ser un material que por sus características físico-químicas lo hacen difícilmente biodegradable a través de un proceso anaerobio. Es ligeramente ácido, con un elevado contenido en materia orgánica y una relación C/N elevado, en torno a 47,8. Además se caracteriza por la presencia de polifenoles que le confiere propiedades fitotóxicas (Albuquerque y col., 2004; Capasso y col., 1992). El estiércol, por su

parte, es un residuo producido en grandes cantidades a lo largo de todo el año. A pesar de la heterogeneidad en su composición, se caracteriza por elevados valores de pH y una elevada proporción de nitrógeno orgánico, lo que le otorga bajas relaciones C/N.

Estas diferencias, en las características de ambos sustratos, las hacen idóneas para su mezcla y tratamiento conjunto mediante un proceso de co-digestión anaerobia. Este proceso permite mejorar la biodegradabilidad de los sustratos en relación a su tratamiento individual y, por tanto, incrementar los rendimientos de producción de biogás aprovechando las sinergias en la composición de cada material, balanceado la relación de nutrientes (ratio C/N) y de esta forma alcanzar condiciones óptimas para el desarrollo de la microbiota anaerobia (Yadvika y col., 2004).

El empleo de un digerido directamente como enmienda agrícola depende de una serie de factores, como son la carga y estabilidad de la materia orgánica que aporta, así como la presencia de algunos compuestos que originen fito-toxicidad. Por ese motivo en algunos casos puede ser necesario el empleo de un post-procesado, como por ejemplo su compostaje.

El presente trabajo evalúa la viabilidad de la co-digestión anaerobia del alperujo y el estiércol vacuno en una mezcla 60:40 p/p y un 10 % en sólidos en relación a su potencial energético relacionado con la producción de biogás y su contenido en metano, así como a las diferentes características del digerido generado de cara a su posible aplicación agronómica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipamiento y Sustratos

El trabajo experimental fue llevado a cabo en reactores de vidrio de 4 litros de volumen útil. El sistema de calefacción estaba formado por un baño termostático con recirculación del agua a través de un encamisado. Para la recogida y almacenamiento del biogás producido hasta el momento del análisis, se utilizaron bolsas Tedlar de 40 litros de volumen.

El alperujo utilizado procedía de la almazara que la Cooperativa Nuestra Señora de los Remedios posee en Olvera (Cádiz) y el estiércol vacuno de una granja semi-intensiva de El Puerto de Santa María (Cádiz). El inóculo empleado en los ensayos provenía del efluente mesofílico de un reactor de inoculación en co-digestión de alperujo y estiércol vacuno. Las principales características físico-químicas de los sustratos y del inóculo se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los sustratos e inóculo empleado.

Parámetro	Alperujo	Estiércol	Inóculo
pH	5,4	7,8	8,1
ST (g/kg)	298,56	160,29	52,14
VS (g/kg)	269,65	132,14	33,39
DQO (g O ₂ /kg)	98,63	43,14	10,13
COD (g C/L)	40,37	14,63	3,95
N amoniacal (g NH ₃ -N/kg)	0,12	1,38	-

2.2. Diseño experimental

En el ensayo realizado se ha evaluado el rendimiento en la producción de biogás y eliminación de materia orgánica para diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH), así como las características del digerido en una mezcla previamente optimizada de alperujo y estiércol

del 60:40 (p:p), ajustando el porcentaje de sólidos totales a un 10 % con agua destilada, y un porcentaje inicial de inoculación del 20 % del volumen útil, en rango mesofílico de temperatura (35 °C). Estas condiciones experimentales de partida fueron establecidas previamente como óptimas en ensayos en discontinuo (Rubio, 2014). Los TRH ensayados fueron de 40, 30, 20, 15 y 12 días.

Los parámetros determinados fueron: pH, alcalinidad, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno soluble (DQO), carbono orgánico disuelto (COD), ácidos grasos volátiles (AGV) totales e individuales, amonio, producción y composición del biogás. Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo con los métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1998).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestran los principales resultados obtenidos en términos de productividades de biogás y composición del digerido en los diferentes TRH ensayados. En relación con la producción de metano y la productividad en base a la materia orgánica consumida, medida en forma de sólidos volátiles (SV_c), se observa un incremento de estos parámetros a medida que disminuye el TRH hasta alcanzar un máximo en el TRH de 15 días. Sobre la base de la producción de biogás por peso fresco del residuo y sobre los SV iniciales para un TRH de 20 días, se obtienen niveles de 22,8 m³ biogás/t y 0,22 m³ CH₄/kg SV. Comparando estos resultados con los publicados en el Proyecto PROBIOGAS, para la co-digestión de estiércoles animales con otros sustratos en plantas industriales de biogás, se observa que están comprendidos en el rango indicado para las mismas: 20–140 m³ biogás/t y 0,17–0,21 m³ CH₄/kg SV. Por tanto, los resultados obtenidos son del mismo orden de magnitud y ponen de manifiesto el interés de la co-digestión de alperujo y estiércol bovino.

Tabla 2. Valores promedio de la producción de metano y parámetros físico-químicos del digerido en el periodo de estabilidad de los diferentes TRH ensayados.

TRH (d)	Biogás			Digerido			
	LCH ₄ /L _R d	LCH ₄ /g SV _c	CH ₄ (%)	SV (g/kg)	COD (gC/kg)	AGV _i (mg AcH/l)	N amoniacal ¹ (mg NH ₃ -N/kg)
40	0,37±0,11	0,30±0,13	78,1±2,9	40,4±2,4	3,5±0,2	95,0±34,6	929,6
30	0,39±0,13	0,38±0,09	78,3±1,6	42,2±3,8	3,6±0,1	115,0±37,1	843,5
20	0,80±0,20	0,53±0,08	73,3±1,9	45,4±2,5	3,5±0,1	92,8±17,3	817,6
15	0,94±0,15	0,52±0,15	74,4±1,3	46,5±1,5	3,8±0,1	101,2±16,5	462
12 ²	0,71±0,29	0,42±0,17	73,9±3,0	50,8±0,6	5,4±0,9	2734,9±1987,1	308

¹Concentración puntual de nitrógeno amoniacal. ²TRH crítico o de desestabilización del sistema.

La evolución de los distintos parámetros a lo largo de los diferentes TRH es indicativa de la adaptación de la microbiota al cambio en las condiciones de operación donde existe una mayor disponibilidad de materia orgánica al aumentar la velocidad de carga orgánica. Asimismo, se puede observar un funcionamiento estable del reactor puesto de manifiesto en los bajos niveles de AGV totales y los individuales que aparecen recogidos en la Figura 1. A partir del TRH de 12 días, operando con una velocidad de carga orgánica de 6,1 g SV/L_Rd, se produce una disminución de la producción de biogás y un incremento de la materia orgánica (SV, COD y AGV_i) debido a la desestabilización del reactor a consecuencia de la sobrecarga orgánica que se genera en el mismo y que se traduce en un gran incremento de los niveles de AGV en el sistema, principalmente de ácido acético y propiónico.

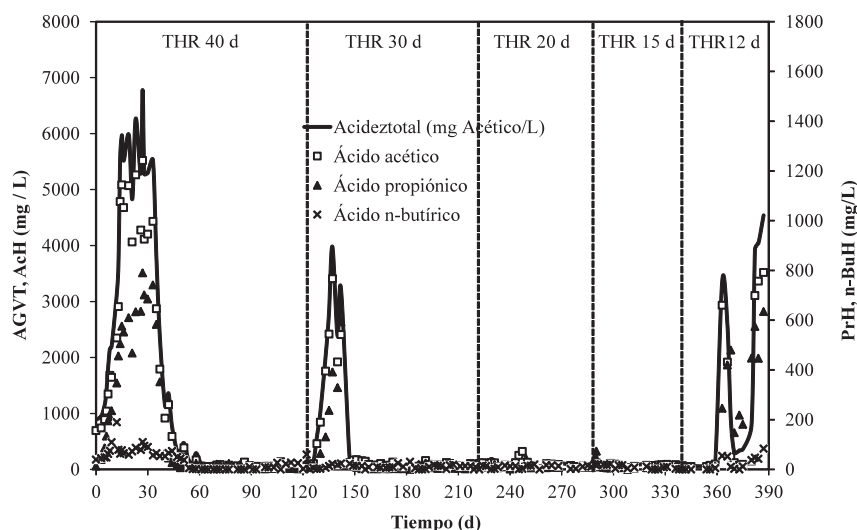


Figura 1. Evolución de la acidez total y de los principales AGV en los diferentes TRH ensayados.

En referencia a las características del digerido obtenido, en la Tabla 2 se muestran algunos parámetros de interés en su composición para los diferentes TRH ensayados. Los niveles de AGV_t en el último TRH de los tres periodos establecidos en cada uno de los TRH evaluados (40-15 días), se encuentran por debajo de los límites de estabilidad establecidos por la legislación alemana en sus protocolos de certificación de calidad del digerido, no superando en ningún caso los 4.000 mg/l (Siebert y col., 2008). Por otra parte, la concentración de COD en el digerido no supera los límites establecidos por García y col. (1992) de 5 g/kg para el caso de un compost maduro, exceptuando los registrados en el TRH de 12 días. Adicionalmente, los niveles de polifenoles totales, característicos del alperujo, se encuentran en niveles mínimos en torno a 4,93 mg/kg en los TRH ensayados en referencia a la concentración inicial de 208,30 mg/kg y muy por debajo de la concentración detectada como fitotóxicas (313 g/kg) por Mekki y col. (2007). Sin embargo, si se considera los niveles de nitrógeno amoniacal como parámetro que determina la calidad del digerido, en los TRH estudiados, en comparación con los de un compost maduro, se encontrarían por encima del valor máximo de 400 mg/kg sugerido por Zucconi y de Bertoldi (1987). Estos niveles de nitrógeno amoniacal podrían paliarse efectuando una separación de fases del digerido y en la fase líquida efectuando una dilución de ésta para su empleo en prácticas de fertirrigación, disminuyendo su contenido. La fase sólida podría ser tratada a través de un proceso de compostaje para estabilizar la materia orgánica no degradada anaeróbicamente.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la viabilidad del proceso de co-digestión anaerobia mesofílica del alperujo y el estiércol vacuno en una mezcla 60:40, y un porcentaje en sólidos totales de un 10 %, desarrollando un proceso estable entre los TRH de 15-40 días, con un buen rendimiento en su producción de biogás.

Las características del digerido obtenido, suponen una estabilización de la materia orgánica inicialmente presente en las materias primas de partida y ofrecería la posibilidad de emplearlo agrónomicamente, o bien directamente o después de un post-tratamiento del mismo mediante separación de fases y compostaje de la fracción sólida.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Albuquerque J.A., González J., García D., Cegarra J., 2004. Agrochemical characterisation of “alperujo”, a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technol.* 91, 195–200.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed. Díaz de Santos, Madrid.
- Capasso R., Cristinzio G., Evidente A., Scognamiglio F., 1992. Isolation, spectroscopy and selective phytotoxic effects of polyphenols from vegetable waste waters. *Phytochemistry* 31, 4125-4128.
- García C., Hernández T., Costa F., Ayuso M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1501-1512.
- Mekki A., Dhouib A., Sayadi S., 2007. Polyphenols dynamics and phytotoxicity in a soil amended by olive mill wastewaters. *J. Environ. Manage.* 84,134–140.
- Rubio, J.A., 2014. Co-digestión anaerobia mesofílica de residuos agroganaderos (Alperujo y estiércol bovino). Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- Siebert S., Thelen-Jüngling M., Kehres B., 2008. Development of quality assurance and quality characteristics of composts and digestates in Germany. En: *6th International conference ORBIT 2008, Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy*. Wageningen, Netherlands, pp. 1-12.
- Yadvika, Santosh, Sreekrishnan T.R., Kohli S., Rana V., 2004. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques-a review. *Bioresource Technol.* 95, 1–10.
- Zucconi F., de Bertoldi M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: M. de Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L'Hermite, F. Zucconi (Eds) *Compost: production, quality and use*. Ed. Elsevier Applied Science, Essex, pp. 30-50.
- <http://www.probiogas.es> Web del proyecto PROBIOGAS. (Consultada el 1 de junio de 2014).

Agradecimientos: El presente trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto PROBIOGAS PS-120000-2007-6 mediante fondos FEDER.

BÚSQUEDA DE AGENTES DE CONTROL BIOLÓGICO PRODUCTORES DE SUSTANCIAS DE INTERÉS AGRÍCOLA

F. Suárez-Estrella*, I.M. Belda, M.C. Vargas-García, M.J. López,
M. Jurado, J.A. López, J. Moreno

Dpto. Biología y Geología. Área de Microbiología. CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, La Cañada de San Urbano, 04120 Almería.

*E-mail: fsuarez@ual.es

Resumen: La búsqueda e identificación de bacterias productoras de sideróforos (mecanismos de quelación de hierro), ácido salicílico (inducción de resistencia en planta) y enzimas de tipo quitinasas (degradación de la pared celular de hongos) como parte de los mecanismos, directos o indirectos, implicados en procesos de control biológico de enfermedades vegetales ha sido el principal objetivo del trabajo que aquí se expone. Cerca de 600 aislados bacterianos, procedentes de un proceso de compostaje de restos vegetales hortofrutícolas, fueron ensayados. El aislamiento de dichas cepas se llevó a cabo bajo condiciones de temperatura mesofílica y termofílica. Mientras que la producción de sideróforos fue detectada en un alto número de aislados (26 %), la detección de productores de salicílico y quitinasas estuvo menos representada, aunque osciló en torno al 11 % las cepas. Varios de los aislados analizados se catalogaron como productores de 2 ó incluso de las 3 actividades buscadas, lo que resultó prometedor desde un punto de vista agronómico. Hay que destacar que sólo una de las cepas mesófilas mostró un perfil positivo para las 3 actividades analizadas, la cual fue identificada como *Pseudomonas putida*. Este mismo perfil se observó en 17 de los morfotipos termófilos analizados, siendo más de la mitad identificados como la especie *Bacillus licheniformis*. Otras especies como *B. pumilus*, *B. aerius*, *B. mojavensis*, *B. amyloliquefaciens*, *Chelatococcus daeguensis*, *Ureibacillus thermosphaericus* y *Geobacillus thermodenitrificans*, también fueron identificadas y catalogadas como potenciales agentes de control biológico.

Palabras clave: compostaje, sideróforos, salicílico, quitinasas, antagonismo.

1. INTRODUCCIÓN

El compost utilizado como una enmienda orgánica estable, supone el aporte de un material ampliamente colonizado por microorganismos que impiden, de algún modo, la implantación de patógenos en los suelos de cultivo (Hoitink y Boehm, 1999). La tendencia actual hacia este tipo de prácticas agrícolas está en concordancia con el avance en los métodos de búsqueda de microorganismos capaces de proteger un determinado cultivo o bien de promover el crecimiento vegetal. Algunos de los mecanismos utilizados por este tipo de microorganismos van desde la producción de sustancias movilizadoras de nutrientes, como ácidos orgánicos o aminoácidos, hasta la producción de sideróforos. También es muy común, dentro de este grupo, el control de patógenos mediante producción de sustancias antifúngicas o antibióticas y mediante mecanismos de competencia por sustrato o inducción de la resistencia sistémica del vegetal (Hoitink y Boehm, 1999). La hidrólisis de moléculas producidas por patógenos, la síntesis de enzimas hidrolíticas de la pared fúngica, la síntesis de ácido cianhídrico o el control de plagas producidas por insectos, son mecanismos también conocidos desde la década de los 90.

Teniendo en cuenta el planteamiento anterior, el trabajo que se describe a continuación se centra en la búsqueda e identificación de bacterias productoras de sideróforos (mecanismo de secuestro de hierro), ácido salicílico (inducción de resistencia en planta) y enzimas de tipo quitinasas (degradación de la pared celular de hongos) como parte de los mecanismos implicados en el carácter supresivo del compost procedente de restos hortícolas, frente a enfermedades de plantas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La colección de bacterias a partir de la cual se llevó a cabo la búsqueda de agentes productores de sustancias de interés agronómico, fue aislada en su totalidad de un proceso de compostaje preparado a partir de 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 (Tabla 1).

Las muestras tomadas fueron procesadas para proceder al aislamiento de los distintos morfotipos coloniales aparecidos. Para ello, se realizó una suspensión de la muestra en solución salina estéril a partir de la cual se obtuvieron subsiguientes diluciones decimales. Se sembraron alícuotas de 0,1 mL de las tres últimas diluciones en placas de APHA (Cultimed, Barcelona). La incubación se realizó a 30 y 50 °C (según programa de aislamiento para mesófilos y termófilos, respectivamente) durante 24-48 horas, tiempo tras el cual se efectuó el recuento y se procedió a la selección y aislamiento de cada uno de los morfotipos diferenciados.

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 (Orden de muestreo)	Tiempo (días)
MPR	Materias primas iniciales (1)	0
MESA	Fases de ascenso térmico (2, 6, 10, 13)	1, 8, 15, 28
TER	Fases termófilas (3, 4, 7, 8, 11)	2, 5, 9, 12, 16
MESD	Fases de descenso térmico (5, 9, 12)	7, 14, 26
MES	Fases de enfriamiento (14, 15, 16)	42, 56, 65
MAD	Fases de maduración (17, 18)	119, 168
PRF	Producto final (19)	189

Para llevar a cabo la búsqueda de agentes productores de sideróforos, ácido salicílico y quitinasas se utilizó un medio de cultivo líquido estándar, King B modificado a pH 7,2 (Glicerol 8,7 mL; Peptona 20 g; K₂HPO₄ 1,5g; MgSO₄ 0,1 g; Triptófano 0,1 g; agua destilada 1000 mL). Los cultivos se incubaron a una temperatura de 30 y 50 °C en función de que se tratara de cepas mesófilas o termófilas, respectivamente. Los protocolos de referencia aplicados en cada caso se indican en la Tabla 2. Se seleccionaron finalmente aquellos morfotipos que mostraron un perfil positivo para las 3 actividades analizadas, los cuales fueron identificados molecularmente mediante la secuenciación del gen que codifica la unidad 16S del ARN ribosomal.

Tabla 2. Protocolos aplicados para la detección de sustancias de interés agrícola.

Metabolito	Protocolo original	Lectura de la prueba	Referencias
Sideróforos	Solución de Cromo-Azurol S	Cambio de color azul a marrón/naranja/púrpura	Schwyn y Neillands, 1987
Ácido salicílico	CIH 2N + Cloruro Férrico 0,1 %	Cambio de incoloro a rosa/púrpura	Gil y Martínez-Merino, 2007
Quitinasas	Agar con quitina coloidal	Halos de aclaramiento	Garbeva y col., 2004

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 %. Los factores analizados fueron Muestreo (19 niveles), Programa (2 grupos microbianos) y Pila (3 repeticiones). Además se empleó el Test de Mínima Diferencia Significativa de Fisher (LSD) mediante el cual se pudo identificar qué niveles dentro de cada factor fueron significativamente diferentes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados derivados del presente estudio revelaron que las condiciones térmicas que se dan a lo largo de un proceso de compostaje definen su estructura y diversidad microbiana. La evolución de la temperatura a lo largo del proceso llevado a cabo fue óptima y cumplió con los estándares marcados legalmente por la Agencia de Protección Ambiental (EPA, 2003). Como puede observarse en la Figura 1, el número de morfotipos microbianos aislados en cada etapa del proceso (ver Tabla 1) fue diferente en función de tratarse del aislamiento de cepas mesófilas (30 °C) o termófilas (50 °C). En ambos casos, se detectó un descenso en el número de morfotipos aislados tras los picos máximos de temperatura, los cuales alcanzaron en algunos casos valores cercanos a los 70 °C.

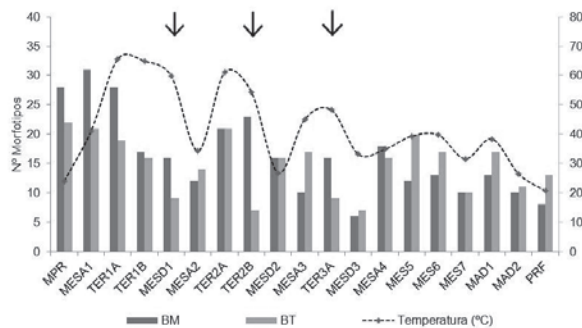


Figura 1. Representación gráfica del número de morfotipos totales aislados, frente a la evolución de la temperatura en el interior de las pilas (BM: Bacterias Mesófilas; BT: Bacterias Termófilas). Las flechas negras indican el momento en el que se procedió al volteo del material.

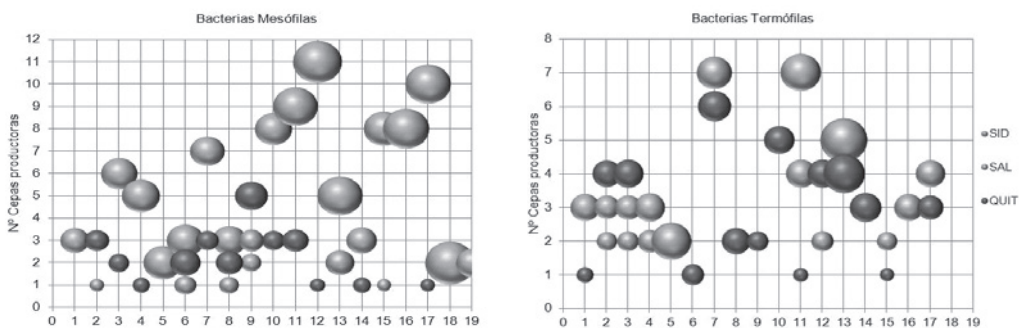


Figura 2. Producción de sustancias de interés agrícola (SID: Sideróforos; SAL: Ácido Salicílico; QUIT: Quitinasas) a partir de la colección de morfotipos diferentes aislados en los distintos muestreos.

Los 591 morfotipos aislados (308 cepas mesófilas y 282 cepas termófilas) fueron analizados en relación a su capacidad para producir sideróforos, ácido salicílico y quitinasas. En la Figura 2 se ha representado el número absoluto de cepas productoras en función de la etapa del proceso a partir de la cual fueron aisladas. El diámetro de la esfera, muestra la magnitud de la proporción de cepas productoras en función del tamaño poblacional correspondiente a cada una de las fases de muestreo. A la vista de los datos representados en sendas figuras, se intuye que la producción de sideróforos alcanzó un mayor protagonismo en el grupo de bacterias mesófilas, mientras que la producción de ácido salicílico y quitinasas resultó más llamativa en el grupo de las termófilas.

El estudio estadístico de los datos, representado como un Análisis de la Varianza Multifactorial (ANOVA) corroboró lo anteriormente indicado (Figura 3). Mientras que el factor Pila (repetición) no aportó diferencias significativas a la búsqueda de agentes productores de metabolitos de interés, el Programa de muestreo (BM / BT) así como la fase en la que se llevó a cabo el aislamiento de las cepas (ver Tabla 1), si influyó significativamente sobre los datos obtenidos. Resulta interesante comentar que, en este último caso, la producción de sideróforos no se vio afectada por la fase de muestreo, a pesar de que la mayor proporción de cepas productoras se detectó a partir de la tercera semana de iniciarse el proceso. Por el contrario, la producción de salicílico y quitinasas se vio más favorecida durante los muestreos realizados a los 7 días y 15 días (Muestreos 5 y 10).

El conocimiento de cepas microbianas productoras de sideróforos, ácido salicílico y enzimas líticas ha sido ampliamente investigado en ambientes de suelo y rizosféricos (Zhang y col., 2002; Garbeva y col., 2004; Kurabachew y Wydra, 2013). Varios de los aislados analizados se catalogaron como productores de las 3 actividades buscadas, lo que resultó prometedor desde un punto de vista agronómico. Hay que destacar que sólo una de las cepas mesófilas mostró un perfil positivo para las 3 actividades analizadas, la cual fue identificada como *Pseudomonas putida*. Este mismo perfil se observó en 17 morfotipos termófilos, siendo más de la mitad identificados como la especie *Bacillus licheniformis*. En ambos casos, nuestros resultados coinciden en parte con los obtenidos previamente por otros autores (Kurabachew y Wydra, 2013;). Otras especies como *B. pumilus*, *B. aerius*, *B. mojavensis*, *B. amyloliquefaciens*, *Chelatococcus daeguensis*, *Ureibacillus thermosphaericus* y *Geobacillus thermodenitrificans*, también fueron identificadas y catalogadas como potenciales agentes de control biológico.

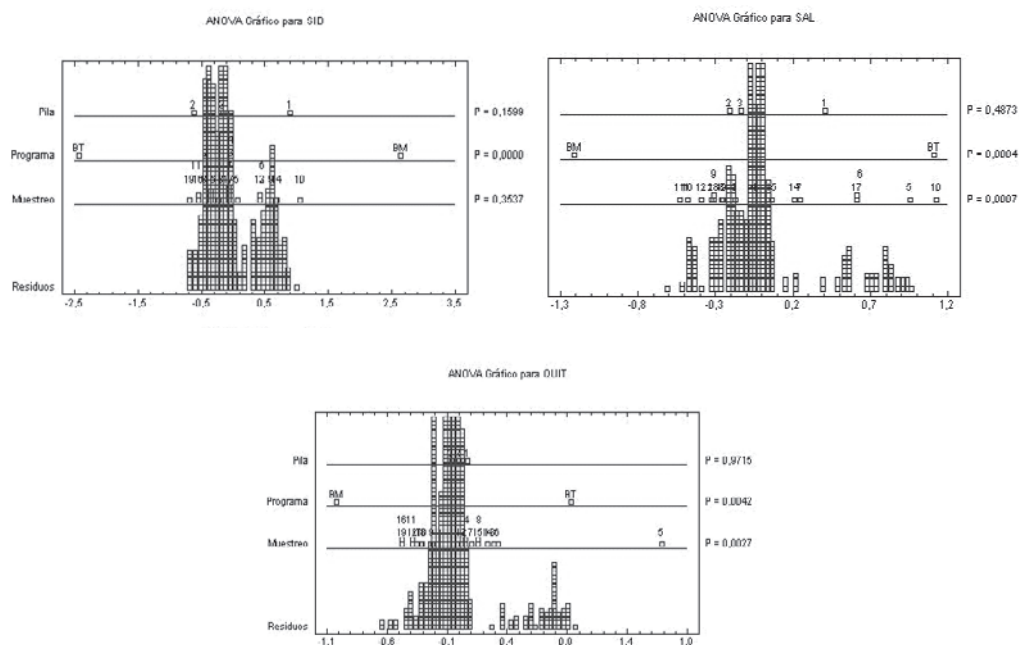


Figura 3. Análisis de varianza multifactorial (ANOVA, 95 % IC) que representa la influencia de los factores Pila (1, 2, 3), Programa (BM, BT) y Muestreo (19 muestreos) sobre la producción de sideróforos (SID), salicílico (SAL) y quitinasas (QUIT).

4. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados mostrados se puede concluir que la riqueza microbiana (biodiversidad) a lo largo de un proceso de compostaje de restos hortícolas cumple un papel fundamental a la hora de definir el carácter supresivo de un determinado compost. La presencia, en este tipo de sustratos, de bacterias productoras de metabolitos implicados en mecanismos de control biológico, tales como sideróforos, salicílico y enzimas líticas, ha quedado patente.

5. BIBLIOGRAFÍA

- EPA (Environmental Protection Agency, USA), 2003. Environmental regulations and technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA625-R-92-013.
- Garveba P., van Veen J.A., van Elsas J.D., 2004. Assessment of the diversity, and antagonism towards *Rhizoctonia solani* AG3, of *Pseudomonas* species in soil from different agricultural regimes. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47, 51-64.
- Gil M.J., Martínez-Merino V., 2007. Determination of the free salicylic acid concentration in aspirin by forming Fe^{+3} complexes. http://www.iupac.org/fileadmin/user_upload/publications/cd/Medicinal-Chemistry/Practical-11.pdf (fecha de consulta: 26/06/2014).
- 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.
- Kurabachew H., Wydra K., 2013. Characterization of plant growth promoting rhizobacteria and their potential as bioprotectant against tomato bacterial wilt caused by *Ralstonia solanacearum*. *Biol. Control* 67, 75-83.
- Schwyn B., Neilands J.B., 1987. Universal chemical assay for the detection and determination of siderophores. *Anal. Biochem.* 160, 47-56.
- Zhang S., Moyne A.L., Reddy M.S., Kloepper J.W., 2002. The role of salicylic acid induced systemic resistance elicited by plant growth-promoting rhizobacteria against blue mold of tobacco. *Biol. Control* 25, 288-296.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto AGL2012-36434.

SELECCIÓN DE AISLADOS MICROBIANOS POR SU PERSISTENCIA EN COMPOSTAJE DE RESIDUOS LIGNOCELULOLÍTICOS

Joaquín Moreno*, María José López, María del Carmen Vargas-García,
Francisca Suárez-Estrella, Juan Antonio López-González,
Macarena del Mar Jurado

Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, 04120 Almería, España.

*E-mail: jcasco@ual.es

Resumen: Los microorganismos tienen una importancia indiscutible en el desarrollo de un adecuado proceso de compostaje. La existencia de comunidades microbianas adaptadas a las características del residuo favorece su correcto desarrollo y, por tanto, una óptima biotransformación, permitiendo la obtención de un producto final de mayor calidad. En este trabajo, se analizó el ecosistema que se establece en el compostaje de residuos lignocelulósicos, concretamente aquellas comunidades microbianas adaptadas a los cambios físico-químicos que tienen lugar durante el desarrollo de las distintas etapas del proceso, es decir, la biodiversidad desde el punto de vista de la persistencia de las especies. Durante el compostaje, se realizaron 19 muestreos en los que se analizó la persistencia de distintas comunidades microbianas mesófilas y termófilas: bacterias, hongos y actinobacterias. El criterio utilizado fue la selección de los microorganismos detectados en ocho o más muestreos. De la enorme colección de aislados (1457 cepas), sólo 25 cumplieron este requerimiento. Asimismo, se analizó la abundancia relativa de los microorganismos seleccionados, en cada uno de los muestreos en que aparecieron, respecto al recuento total de aislados. Dicha abundancia se incrementó en las etapas finales de enfriamiento y maduración. Se encontraron especies bacterianas de los phyla *Firmicutes*, *Actinobacteria* y *Proteobacteria*, así como hongos del phylum *Ascomycota*, típicamente asociados al compostaje. Sin embargo, especies como *Arthrobacter russicus*, *Microbacterium gubbeenense*, *Ochrocladosporium frigidarii* y *Cladosporium lignicola* fueron detectados por primera vez en este tipo de ecosistema.

Palabras clave: ubicuo, proteolíticos, solubilizadores de fosfato, bioaumentación.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje constituye uno de los mejores métodos para la gestión sostenible de residuos orgánicos procedentes de sistemas agrícolas. El proceso se lleva a cabo gracias a la compleja actividad de las comunidades microbianas presentes en los residuos a compostar, ya que los microorganismos permiten la biotransformación de la materia orgánica cambiando su estructura en función de la cantidad y tipo de nutrientes de que dispongan, así como de la temperatura, pH, aireación y contenido de humedad de las pilas (Hiraishi y col., 2003; Anastasi y col., 2005; Partanen y col., 2010; Federici y col., 2011). La efectividad del compostaje está íntimamente ligada al metabolismo de los microorganismos que habitan las pilas, por tanto, el conocimiento de la estructura y composición de los mismos es necesario para el control del proceso y para poder determinar la calidad y el campo de aplicación del producto final, compost. Para investigar la diversidad microbiana, además del uso de nuevas técnicas moleculares que permiten identificar posibles “nuevos” microorganismos no aislados anteriormente en condiciones de laboratorio (Partanen y col., 2010; de Gannes y col., 2013), es necesario tener en cuenta las técnicas tradicionales de cultivo, ya que las moleculares por sí solas pueden presentar contrastes en ambientes tan complejos como el compostaje (Bent y Forney, 2008; Chandna y col., 2013). De hecho, las técnicas de aislamiento permiten una tarea esencial, relacionar la diversidad taxonómica y metabólica de los microorganismos, recuperando las especies relevantes para un uso posterior. De este modo, se ha considerado el compostaje una fuente para el aislamiento de

microorganismos que son útiles, por ejemplo, como productores de enzimas o inoculantes para el propio proceso de compostaje (Vargas-García y col., 2006; Federici y col., 2011).

En este trabajo se describe la identificación y selección de microorganismos involucrados en el compostaje de residuos lignocelulolíticos, analizando la evolución y la persistencia de las comunidades microbianas a lo largo del proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Compostaje y muestreo

Se constituyeron pilas trapezoidales (1,5 m de ancho x 3,0 m de longitud x 1,0 m de altura) de alrededor de 500 kg, con una mezcla de materiales lignocelulósicos (restos de plantas de tomate y astillas de pino) con una C/N ~ 25, durante 42 días con aireación forzada (fase bio-oxidativa) y después 147 días más (fase de enfriamiento y maduración). Durante este período se voltearon las pilas tres veces. Se realizaron 19 tomas de muestra durante cada una de las distintas etapas identificadas a lo largo del proceso (Tabla 1; López-González et al., 2013).

Tabla 1. Muestras recolectadas durante el compostaje de residuos lignocelulósicos¹.

Código muestra	Días compostaje	Descripción etapa	Código etapa	Temperatura (°C)
1	0	Materias primas	MPRM	24
2	1	Mesófila	MES	43
3	2	Termófila	TER	65
4	5	Termófila	TER	65
5	7	Termófila	TER	60
6	8	Mesófila	MES	40
7	9	Termófila	TER	59
8	12	Termófila	TER	55
9	14	Termófila	TER	46
10	15	Mesófila	MES	44
11	16	Termófila	TER	48
12	26	Enfriamiento	ENF	31
13	28	Enfriamiento	ENF	35
14	42	Enfriamiento	ENF	38
15	56	Enfriamiento	ENF	40
16	63	Enfriamiento	ENF	34
17	119	Maduración	MAD	39
18	168	Maduración	MAD	27
19	189	Producto final	PRF	21

¹Volteo de las pilas realizado tras la recogida de muestras en las etapas que aparecen resaltadas en negrita.

Cada muestra contenía 1 kg de material perteneciente a nueve puntos distintos de la pila. Tras la recogida, fueron procesadas inmediatamente para el recuento y aislamiento de microorganismos en cada etapa. Se realizaron diluciones seriadas a partir de una disolución de 10g de compost en 90mL de solución salina estéril, que fueron sembradas en medios de cultivo específicos para la detección de bacterias (APHA, Cultimed), actinobacterias (Actinomycete Isolation Agar, Difco) y hongos (Rosa de Bengala Cloranfenicol, Cultimed), así como en dos rangos de temperatura (30 y 50 °C) que permitieron diferenciar microorganismos mesófilos y termófilos. Para apoyar la diferenciación morfológica, se emplearon tinciones de Gram, test de catalasa y oxidasa, y observación con microscopio de campo

claro. Los diferentes morfotipos fueron expresados como logaritmo de unidades formadoras de colonias por gramo de peso seco (Log UFC/g). Los cultivos puros pertenecientes a las diferentes colonias se conservaron en tubos de agar inclinado de APHA, para bacterias y actinobacterias, y PDA (Cultimed) para hongos. Además, se utilizaron tubos de criobolas Cryoinstant (Deltalab, Spain) a -80 °C para su conservación a largo plazo.

2.2. Análisis estadístico

Los datos obtenidos en el estudio fueron analizados estadísticamente mediante análisis de varianza y de rangos múltiples (Mínima Diferencia Significativa) a un nivel de significación de $P < 0,05$. Todos los análisis de datos se procesaron utilizando Statgraphics Centurion XVI versión 1.16.17 (Stat Point, Inc., VA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El criterio seguido para la selección de microorganismos persistentes fue la elección de aquellos detectados en ocho o más etapas de las 19 que dividieron el proceso de compostaje.

Entre la enorme colección de aislados obtenidos (1457 cepas), sólo 25 cumplieron dichos requerimientos. En la Figura 1 se muestra la gráfica correspondiente al recuento de las actinobacterias mesófilas aisladas por su persistencia y su abundancia relativa con respecto al recuento total del grupo.

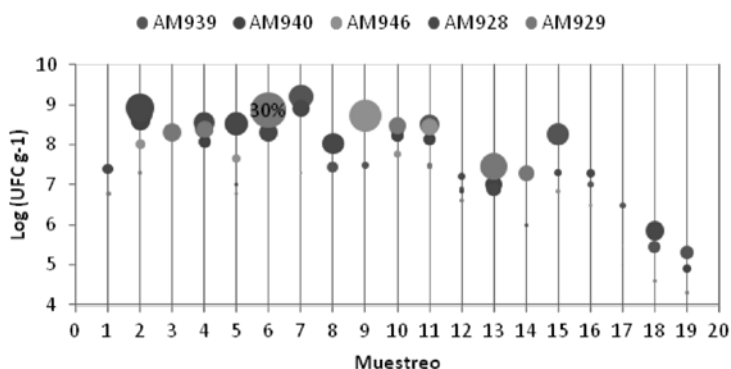


Figura 1. Persistencia y abundancia relativa de Actinobacterias Mesófilas.

En la Figura 1 se observan las cinco actinobacterias mesófilas seleccionadas de entre el total de aislados. Para el resto de grupos microbianos se realizó el mismo procedimiento, dando lugar a la selección de dos actinobacterias termófilas, que fueron aisladas en numerosas etapas pero nunca superando el 13 % de abundancia relativa; dos bacterias mesófilas, cuya abundancia fue creciendo en las fases de enfriamiento y maduración; siete bacterias termófilas; ocho hongos mesófilos, varios de los cuales sobrepasaron el 25 % del total en determinadas etapas específicas; y un hongo termófilo, que al inicio del proceso de compostaje suponía el 40 % del total de hongos termófilos, sin embargo, fue disminuyendo durante el proceso y el aislado seleccionado no superó más del 19 % de abundancia en las siguientes etapas.

Tras la identificación molecular, se comprobó que los procariotas pertenecían en su mayoría a *Firmicutes* (9 aislados), seguidos de *Actinobacteria* (5 aislados) y *Proteobacteria* (2 aislados). Mientras que los hongos pertenecían todos al phylum *Ascomycota*. Dentro de *Firmicutes*, el representante más numeroso fue *Bacillus spp.*, que ha sido ampliamente estudiado por presentar una enorme persistencia en procesos de compostaje, en gran medida debido a su capacidad para formar endosporas (Dees y Ghiorse, 2001; Chandna y col., 2013).

Dentro de *Actinobacteria*, se identificaron *Microbacterium* y *Corynebacterium* ampliamente estudiados como habitantes en pilas de compostaje (Ryckeboer y col., 2003; Federici y col., 2011). No obstante, las especies *M. gubbeenense* y *C. casei*, también aisladas en este estudio, nunca antes habían sido identificadas en este tipo de ecosistema. Lo mismo ocurrió con uno de los aislados en el programa de bacterias termófilas que coincidió al 99 % con *Arthrobacter russicus* (que en realidad es una actinobacteria). Este microorganismo nunca antes había sido aislado en pilas de compostaje. Uno de los hongos mesófilos seleccionados, tras la identificación, presentó como pariente más cercano la levadura *Candida mycetangii* con un porcentaje de similitud del 94 %, inferior al considerado como fiable (97 %), por lo que merece un estudio en profundidad para determinar su correcta identificación.

4. CONCLUSIONES

Estos resultados proporcionan nuevos conocimientos sobre la identidad de microorganismos cultivables que persisten en materiales lignocelulósicos compostados. Además, las cepas seleccionadas son ubicuas, aparecen en numerosas etapas distribuidas a lo largo del proceso, por lo que se les atribuye un gran éxito para sobrevivir en un amplio rango de condiciones ambientales, y para tener una gran plasticidad y versatilidad fisiológica, cualidades deseables en microorganismos aplicables en bioaumentación de compostaje, producción de enzimas o biorremediación. Además, algunas especies han sido detectadas por primera vez en este tipo de ecosistema, por lo que este estudio contribuye a catalogar microorganismos específicamente encontrados en compostaje.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Anastasi A., Varese G.C., Marchisio V.F., 2005. Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost. *Mycologia* 97, 33-44.
- Bent S.J., Forney, L.J., 2008. The tragedy of the uncommon: understanding limitations in the analysis of microbial diversity. *ISME J.* 2, 689-695.
- Chandna P., Nain L., Singh S., Kuhad R.C., 2013. Assessment of bacterial diversity during composting of agricultural byproducts. *BMC Microbiol.* 13, 99. doi:10.1186/1471-2180-13-99.
- de Gannes V.D., Eudoxie G., Hickey W.J., 2013. Prokaryotic successions and diversity in composts as revealed by 454-pyrosequencing. *Bioresource Technol.* 133, 573-580.
- Dees P.M., Ghiorse W.C., 2001. Microbial diversity in hot synthetic compost as revealed by PCR-amplified rRNA sequences from cultivated isolates and extracted DNA. *FEMS Microbiol. Ecol.* 35, 207-216.
- Federici E., Pepi M., Esposito A., Scargetta S., Fidati L., Gasperini S., Altieri R., 2011. Two-phase olive mill waste composting: Community dynamics and functional role of the resident microbiota. *Bioresource Technol.* 102, 10965-10972.
- Hiraishi A., Narihiro T., Yamanaka Y., 2003. Microbial community dynamics during start-up operation of flow-erpot-using fed-batch reactors for composting of household biowaste. *Environ. Microbiol.* 5, 765-776.
- López-González J.A., López M.J., Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., Jurado M., Moreno J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresource Technol.* 146, 574-584.
- Partanen P., Hultman J., Paulin L., Auvinen P., Romantschuk M., 2010. Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiol.* 10, 94. doi:10.1186/1471-2180-10-94.
- 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.
- Vargas-García M.C., 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.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto AGL2009-08405.

EL GÉNERO *PENICILLIUM* EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES: DIVERSIDAD Y PERSISTENCIA

M^a del Carmen Vargas García*, M^a José López, Francisca Suárez Estrella, Macarena del Mar Jurado, Juan Antonio López González, Joaquín Moreno

Escuela Superior de Ingeniería, Universidad de Almería-Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario celA3, La Cañada de San Urbano, 04120 Almería.

*E-mail: mcvargas@ual.es

Resumen: La diversidad de microorganismos implicados en el proceso de compostaje es amplia, si bien las características de las materias primas empleadas delimitan dicha diversidad. De forma general, es posible afirmar que los hongos desempeñan un papel fundamental en las transformaciones propias del proceso, hasta el punto de que la biomasa fúngica duplica, como media, la procariota. Entre los géneros más habituales destacan *Alternaria*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Trichoderma* y *Penicillium*. Aunque cuantitativamente el género dominante suele ser *Aspergillus*, otros con menor presencia pueden mostrar mayor diversidad. El presente trabajo se centra en el análisis de uno de esos géneros, *Penicillium*. Durante el compostaje de residuos de origen vegetal se detectaron hasta 11 especies diferentes: *P. brevicompactum*, *P. chrysogenum*, *P. citrinum*, *P. commune*, *P. coprophilum*, *P. dupontii*, *P. griseofulvum*, *P. lapidosum*, *P. polonicum*, *P. solitum* y *P. spinulosum*. Su distribución a lo largo del proceso fue muy variada, detectándose la mayor diversidad específica (4), y el mayor recuento ($5,40 \cdot 10^5$ UFC g⁻¹, 10 % de la carga fúngica total) al inicio del proceso. Sólo en momentos puntuales (etapas biooxidativas y de enfriamiento) no se logró identificar especie alguna perteneciente al género. *P. spinulosum*, *P. solitum* y *P. griseofulvum* fueron detectadas en diferentes etapas del proceso: *P. griseofulvum* apareció durante el final de la etapa biooxidativa y en maduración, mientras que *P. solitum* se concentró al inicio del proceso. *P. spinulosum* se detectó en todas las etapas, aunque preferentemente en las fases iniciales. Por el contrario, *P. brevicompactum*, *P. citrinum*, *P. dupontii* y *P. lapidosum* fueron detectadas ocasionalmente.

Palabras clave: ADN fúngico, PCR, secuenciación,

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso complejo regido por la acción de una amplia y diversa población microbiana. Bacterias y hongos determinan, a través de sus capacidades metabólicas, las propiedades físico-químicas que condicionan el desarrollo del proceso y, por tanto, la generación de un producto final de características adecuadas. El papel preponderante que los microorganismos desempeñan en este proceso biotransformativo los ha convertido en objeto de estudio de numerosos trabajos, con enfoque mayoritario hacia la microbiota procariota (Hansgate y col., 2005). Los hongos, en cambio, han concitado menor atención, a pesar de suponer, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo, una fracción importante de la microbiota responsable de los cambios que experimenta la materia orgánica (Anastasi y col., 2005).

La composición de la microbiota fúngica asociada al proceso de compostaje es diversa. Géneros tales como *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Microascus*, *Mucor*, *Penicillium* o *Trichoderma* son habitualmente detectados en tales hábitats, aunque la naturaleza de las materias primas utilizadas y las condiciones de operación propician la existencia de poblaciones específicas, particularmente adaptadas a las características concretas de cada proceso (Ashraf y col., 2007). En términos cuantitativos, las especies del género *Aspergillus* suelen predominar de forma habitual en los procesos de compostaje (Adegunloye y col., 2007; Dehghani y col., 2012). Sin embargo, son otros géneros los que, sin alcanzar los niveles poblacionales de *Aspergillus*, suelen mostrar una mayor riqueza específica (Anastasi y col., 2005).

Uno de los géneros que aúna riqueza específica con niveles poblacionales suficientemente significativos como para ejercer influencia sobre el proceso biotransformativo es *Penicillium* (Anastasi y col., 2005). Las especies integradas en este género se caracterizan por un elevado potencial enzimático que les permite la degradación de las principales macromoléculas presentes en la materia orgánica, tales como almidón, proteínas, celulosa o hemicelulosa (Nuero y Reyes, 2002), además de mostrar capacidad para actuar como agentes de control biológico y agentes promotores del crecimiento vegetal (Vassilev y col., 2006). El presente trabajo, de acuerdo con lo anteriormente expuesto, se planteó con el objetivo de establecer la diversidad y distribución de especies pertenecientes al género *Penicillium* durante el compostaje de residuos de origen vegetal.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso de compostaje

El proceso de compostaje a partir del cual se realizó el estudio del género *Penicillium* fue desarrollado durante 189 días, utilizando como materia prima restos de plantas de tomate, libres de frutos, y mezclados con virutas de madera en la proporción adecuada para alcanzar una relación C/N de partida entre 25 y 30. Las pilas, tres réplicas de dimensiones 1,0 m x 1,5 m x 1,2 m (ancho x largo x alto), fueron aireadas regularmente (régimen basal de 7,5-9,0 L kg⁻¹ cada 4 h) y volteadas quincenalmente, operaciones en las que se corrigió la humedad en aquellas ocasiones en las que fue necesario. A lo largo del proceso se extrajeron un total de 19 muestras constituidas por 9 alícuotas estratégicamente localizadas para representar los diversos ambientes que coexisten en una pila de compostaje, y cronológicamente distribuidas de acuerdo con las diversas etapas térmicas que se suceden durante la transformación (Tabla 1).

Tabla 1. Muestreos realizados de acuerdo con la evolución térmica del proceso.

Temperatura	Muestra	Días	Temperatura	Muestra	Días
Ambiente en Materias Primas	M1	0	Termofílica	M11	16
Mesofílica en Ascenso	M2	1	Mesofílica en Descenso	M12	26
Termofílica	M3	2	Mesofílica en Ascenso	M13	28
Termofílica	M4	5	Mesofílica	M14	42
Mesofílica en Descenso	M5	7	Mesofílica	M15	56
Mesofílica en Ascenso	M6	8	Mesofílica	M16	63
Termofílica	M7	9	Ambiente en Maduración	M17	119
Termofílica	M8	12	Ambiente en Maduración	M18	168
Mesofílica en Descenso	M9	14	Ambiente en Producto Final	M19	189
Mesofílica en Ascenso	M10	15			

2.2. Recuento e identificación de aislados

Las muestras procedentes del proceso de compostaje fueron procesadas mediante dilución decimal seriada y sembradas en placas Petri con Agar Rosa de Bengala. Los diferentes morfotipos detectados en la dilución con el número adecuado de propágulos fueron contabilizados, aislados e identificados. La identificación molecular se realizó mediante la secuenciación de la región ITS contenida en el cistrón ribosomal, utilizando el producto de amplificación obtenido a partir del ADN extraído de una suspensión celular. Dicha suspensión fue generada con la biomasa procedente de un cultivo puro dispuesta en 500 µL de agua miliQ estéril. La extracción del ADN fúngico se realizó utilizando Plant DNA_{zol} ÒReagent (Invitrogen, Carlsbad, CA, EE.UU) de acuerdo a las instrucciones del proveedor.

Tabla 2. Condiciones del proceso de amplificación del ADN fúngico.

Cebadores		Programa de amplificación	
		<i>Desnaturalización inicial</i>	94 °C - 10 min
ITS1F	CTTGGTCATTAGAGGAAGTAA	<i>Desnaturalización</i>	94 °C - 1 min
ITS4	TCCTCCGCTTATTGATATGC	<i>Alineamiento</i>	50 °C - 1 min
		<i>Elongación</i>	72 °C - 1 min
		<i>Elongación final</i>	72 °C - 10 min

x30

Las condiciones de amplificación mediante Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR) se describen en la Tabla 2. La presencia de los productos de reacción fue posteriormente verificada mediante electroforesis, procediéndose en el caso de las muestras positivas a su limpieza (Diffinity Rapid Tip[®], Sigma-Aldrich, EE.UU) y cuantificación (NanoDrop 1000 Spectrophotometer, ThermoScientific, EE.UU). La secuenciación se llevó a cabo en el Servicio de Análisis de Ácidos Nucleicos (Servicios Centrales de Investigación, Universidad de Almería), a partir de suspensiones de ADN ajustadas a una concentración en torno a 25 ng μL^{-1} . Una vez obtenidas, las secuencias fueron procesadas con los programas Sequence Scanner v1.0 (<http://www.appliedbiosystems.com/absite/us/en/home/support/software-community/free-ab-software.html>), Clustal X2 (<http://www.clustal.org/>) y Mega 5.2 (<http://www.megasoftware.net/>) y comparadas con la base de datos disponible en el National Center for Biotechnology Information (NCBI, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) a través de la herramienta Basic Local Alignment Search Tool (BLAST, <http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/>). En todos los casos se seleccionó el resultado que facilitase la identificación a nivel de especie con los máximos valores de similitud (> 97 %) y de score.

Las secuencias de ADN obtenidas fueron filogenéticamente analizadas con el programa Mega 5.2 (Tamura y col., 2011) con objeto de establecer las relaciones evolutivas entre ellas. Dichas relaciones fueron generadas aplicando el método de máxima verosimilitud, en conjunción con el método bootstrap (1000 réplicas) para la realización del test de filogenia.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La identificación molecular de especies del género *Penicillium* presenta ciertas dificultades en comparación con otros grupos fúngicos. El gen que codifica la subunidad 18S ribosomal no ofrece suficiente capacidad discriminadora, dado su elevado grado de conservación (Skoube y col., 2000). La región ITS, aunque con mayor nivel de homogeneidad que otros géneros, muestra la suficiente variabilidad en su secuencia como para permitir la diferenciación de especies (Peterson, 2000).

El número de especies aisladas pertenecientes al género *Penicillium* durante el proceso de compostaje ascendió a 11, si bien en el caso de *P. polonicum* los perfiles genéticos se diversificaron en dos cepas.

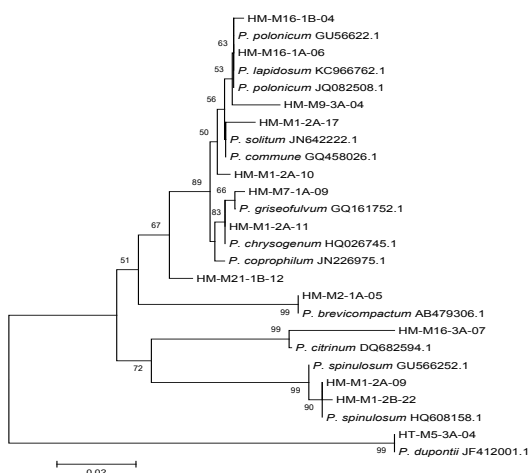


Figura 1. Relaciones filogenéticas establecidas entre los distintos aislados y las especies con mayor grado de similitud.

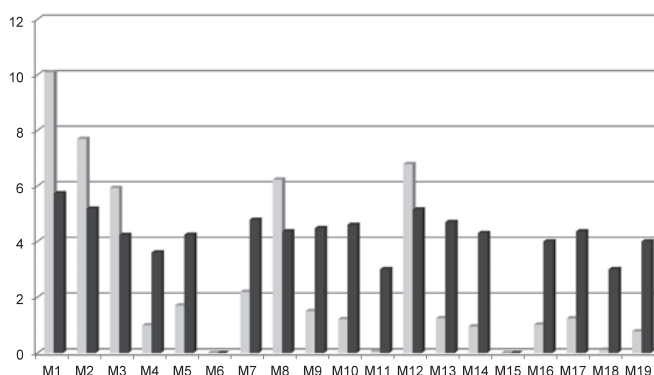


Figura 2. Presencia cuantitativa del género *Penicillium* a lo largo del proceso de compostaje. ■ Porcentaje de la carga microbiana total; ■ Carga microbiana (Log₁₀UFC g⁻¹).

Desde un punto de vista global, la presencia de penicilios fue prácticamente constante a lo largo del proceso (Figura 2), con niveles de carga microbiana iguales o superiores a cuatro unidades logarítmicas en 14 de los 19 muestreos realizados. No obstante, tales niveles supusieron diferentes contribuciones a la carga total detectada en cada muestreo, siendo mayores (6-10 %) en la etapa inicial del proceso, tal y como se ha descrito previamente (Dehgahni y col., 2012). Desde un punto de vista específico, la diversidad también fue mayor en la etapa inicial del proceso. En los muestreos pertenecientes a esta fase se detectaron hasta cuatro especies distintas (Tabla 3).

Por el contrario, la menor diversidad (sin considerar los dos muestreos sin presencia de aislados pertenecientes al género) se observó en el material correspondiente a las muestras M10 y M19 (parte final de la fase bio-oxidativa y producto final), con una sola especie. *P. spinulosum*, *P. griseofulvum* y *P. solitum* mostraron una mayor presencialidad, con apariciones en nueve, siete y seis muestreos, respectivamente. *P. griseofulvum* se aisló mayoritariamente en la parte final de la fase biooxidativa e inicio de maduración, mientras que las dos restantes se concentraron preferentemente al inicio del proceso, con presencia puntual de *P. spinulosum* en el producto final.

Tabla 3. Distribución de los distintos aislados del género *Penicillium* a lo largo de proceso de compostaje.

Especies	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19
<i>P. brevicompactum</i>		■																	
<i>P. chrysogenum</i>	■							■											
<i>P. citrinum</i>																■			
<i>P. commune</i>	■																	■	
<i>P. coprophilum</i>		■																	
<i>P. dupontii</i>					■						■								
<i>P. griseofulvum</i>							■	■	■	■		■	■	■	■		■		
<i>P. lapidosum</i>																■			
<i>P. polonicum</i>									■		■		■						
<i>P. solitum</i>	■	■	■	■	■	■	■			■									■
<i>P. spinulosum</i>	■	■	■	■	■		■					■					■		■

La existencia de gran diversidad específica en lo que respecta al género *Penicillium* en procesos de compostaje es habitual. Anastasi y col. (2005) aislaron hasta 26 especies diferentes durante el compostaje de residuos vegetales, y Ryckeboer y col. (2003) recopilaron más de 50 especies asociadas a procesos de compostaje realizados en distintas condiciones ambientales y nutricionales.

4. CONCLUSIONES

La presencia de especies pertenecientes al género *Penicillium* durante el compostaje de residuos de origen vegetal muestra una elevada diversidad, con representantes, tales como *P. griseofulvum*, *P. solitum* y *P. spinulosum*, con capacidad para adaptarse a las diferentes condiciones imperantes durante las distintas etapas del proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Anastasi A., Varese G.C., Marchisio V.F., 2005. Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost. *Mycologia* 97, 33-44.
- Dehghani R., Asadi M.A., Charkhloo E., Mostafaie G., Saffari M., Mousavi G.A., Pourbabei M., 2012. Identification of fungal communities in producing compost by windrow method. *J. Environ. Prot.* 3, 61-67. Evaluation of cellulolytic and hemicellulolytic abilities of fungi isolated from coffee residue and sawdust composts. *Microbes Environ.* 26, 220-227.
- Hansgate A.M., Schloss P.D., Hay A.G., Walker L.P., 2005. Molecular characterization of fungal dynamics in the initial stages of composting. *FEMS Microbiol. Ecol.* 51, 209-214.
- Nuero O.M., Reyes F. 2002. Enzymes for animal feeding from *Penicilliumchrysogenum* mycelial wastes from penicillin manufacture. *Lett. Appl. Microbiol.* 34, 413-416.
- Peterson S.W., 2000. Phylogenetic analysis of *Penicillium* species based on ITS and LSU-RDNA nucleotide sequences. En: R.A. Samson, J.I. Pitt (Eds.) *Integration of modern taxonomic methods for Penicillium and Aspergillus classification*. Harwood Academic Publishers, Amsterdam. pp. 163-178.
- Ryckeboer J., Mergaert J., Vaes K., Klammer S., De Clerq 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.
- Skoube P., Taylor J.W., Frisvad J.C., Lauritsen D., Larsen L., Albæk C., Boysen M., Rossen L., 2000. Molecular methods for differentiation of closely related *Penicillium* species. En: R.A. Samson, J.I. Pitt (Eds.) *Integration of modern taxonomic methods for Penicillium and Aspergillus classification*. Harwood Academic Publishers, Amsterdam. pp. 179-188.
- Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M., Kumar S., 2011. MEGA-5: Molecular evolutionary genetic analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Mol. Biol. Evol.* 28, 2731-2739.
- Vassilev N., Vassileva M., Nikolaeva I., 2006. Simultaneous P-solubilizing and biocontrol activity of microorganisms: potentials and future trends. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 71, 137-144.

Agradecimientos: El trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Proyecto AGL2009-08405).

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE DIFERENTES MEZCLAS CON LODO DE DEPURADORA Y RESIDUO DE ARROZ MEDIANTE ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS, ÍNDICES DE HUMIFICACIÓN Y TÉCNICAS ESPECTROSCÓPICAS

Lupe Marimón^{1*}, José Enrique Sanchis¹, María D. Soriano², Rafael Boluda¹

¹ Dep. Biología Vegetal, Universitat de València, València, España. ² Departament de Producció Vegetal, Universitat Politècnica de València, València.

*E-mail: lumavi@alumni.uv.es

Resumen: En este trabajo se estudió el efecto de diferentes mezclas de materiales orgánicos sobre el proceso de compostaje y la madurez del compost obtenido. Se elaboraron 4 mezclas con relaciones C/N distintas (16, 20, 30 y 37) con residuo de arroz y lodo de depuradora. Se siguieron los parámetros convencionales del proceso, se estudió la evolución de la materia orgánica mediante la determinación de las sustancias húmicas durante las etapas del compostaje y se evaluaron sus cambios mediante técnicas espectroscópicas (FT-IR y C-RMN) y microscopía electrónica de barrido. En los cuatro casos el producto final alcanzó la madurez tras unos 3 meses de compostaje. Los índices de humificación y las técnicas espectroscópicas fueron buenas herramientas para evaluar la evolución de la materia orgánica durante el proceso de compostaje. La relación C/N = 20 fue la mezcla que se mostró más eficaz a la hora de obtener un compost de mayor estabilidad y mejor calidad.

Palabras clave: relación C/N, sustancias húmicas, FT-IR, C-RMN, microscopía electrónica de barrido.

1. INTRODUCCIÓN

A pesar de que la utilización de lodos de depuradora (LD) en el sector agrario está regulada, en muchas ocasiones se aplican de forma incorrecta. En este contexto, el compostaje de LD se presenta como una alternativa a valorar dentro de los posibles tratamientos a aplicar a estos residuos, por su simplicidad y relación coste-efecto. La paja de arroz (PA) ha sido usada en numerosas experiencias anteriores de compostaje de LD de forma exitosa, obteniendo un compost apto para ser empleado como enmienda orgánica (Roca-Pérez y col., 2009). La evolución de la materia orgánica y de las sustancias húmicas durante el compostaje ha sido investigado en muchos estudios como uno de los indicadores más importantes para la evaluación de la estabilidad y madurez del compost (Bekier y col., 2014). El objetivo del presente estudio fue la evaluación del efecto de cuatro mezclas diferentes de LD y PA sobre el proceso de compostaje y la calidad del compost obtenido. Para ello se siguieron los parámetros convencionales del proceso, se determinaron las sustancias húmicas, y se evaluaron los cambios en la materia orgánica mediante FT-IR, C-RMN y microscopía electrónica de barrido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El LD se obtuvo de la estación depuradora de aguas residuales de Paterna – Fuente del Jarro y la paja de arroz de campos de cultivo de arroz en el Parque Natural de la Albufera. Se fijaron cuatro mezclas diferentes cuyas relaciones C/N fueron: 16 (M1), 20 (M2), 30 (M3) y 37 (M4) con una humedad inicial del 65 %. El compostaje se desarrolló en vasos Dewar de 8 L. Las mezclas se voltearon con una frecuencia semanal, humectando cuando era necesario. La temperatura se controló mediante dos sondas que se colocaron a dos niveles de la masa (a unos 15 cm de la base y de la superficie). Las muestras fueron secadas al aire y pulverizadas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) fueron medidos en un extracto en agua destilada 1:10

(p/v); la materia orgánica total (MOT) se obtuvo a través de la pérdida de peso por calcinación a 550 °C durante 12 horas; el carbono orgánico oxidable (COO) se obtuvo a través del método de Walkley – Black; y el nitrógeno total (N_T) con un autoanalizador elemental “CE instruments EA 1110 CNHS elemental analyzer”.

Para la extracción de las sustancias húmicas y determinación de los índices de humificación se siguió el método utilizado por Fukushima y col. (2009) modificado. Se obtuvieron tres extractos en los que se determinó el COO de cada fracción: extracto húmico total (COO_1), ácidos fúlvicos más sustancias no húmicas (COO_2) y sustancias no húmicas (COO_3). El C de las sustancias húmicas (C_{HS}), ácidos húmicos (C_{HA}) y ácidos fúlvicos (C_{FA}), se calculó a partir de las ecuaciones: $C_{HS} = COO_1 - COO_3$; $C_{HA} = COO_1 - COO_2$; $C_{FA} = COO_2 - COO_3$. Se utilizaron los siguientes índices de humificación para evaluar la madurez del compost: grado de polimerización ($DP = (C_{HA}/C_{FA})$); índice de humificación ($HI = C_{HA}/COO$), ratio de humificación ($HR = C_{HS}/COO$), donde COO es el obtenido por el método de Walkley–Black; e índice de humificación propuesto por Fukushima et al. (2009) ($HIF = C_{HS}/COO_3$).

Por otra parte, se obtuvieron los espectros de FT-IR y C-RMN de las mezclas iniciales y finales. Para los primeros se utilizó el espectrómetro FT-IR tipo 600 (Japan Spectroscopic Co. Ltd.) y para los C-RMN, el espectrómetro Avance DRX Bruker 300 MHz. Para la microscopía electrónica de barrido (MEB), las muestras se fijaron sobre un portamuestras de latón con cinta de carbón adhesiva recubriéndose con una capa de carbono. Para investigar relaciones entre los índices de humificación y FT-IR y C-RMN, se realizó una matriz de correlación por el método Pearson.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los perfiles de temperatura mostraron un rápido incremento en M1, M2 y M3, mientras que en el caso de M4 no se superaron los 40 °C hasta el cuarto día del experimento (datos no mostrados), lo cual pudo ser debido a que la mayor proporción de paja de arroz favoreció la aireación y con ello el retraso del aumento de la temperatura, aspecto que ha sido descrito por varios autores (Roca-Pérez y col., 2009). Los análisis físico-químicos mostraron una evolución típica del proceso de compostaje (datos no mostrados). Así, la MOT, COO y relación C/N experimentaron un descenso, mientras que el pH, CE y N_T se incrementaron. La disminución de la relación C/N siguió una cinética de primer orden, la cual mostró el menor tiempo de vida media para M2. Sólo M2 y M4 cumplieron los requisitos de una correcta higienización del producto final, según los criterios de algunos autores (EPA, 2003; Roca-Pérez y col., 2009; Isobaev y col., 2014).

Los cinco índices de humificación experimentaron un incremento durante el proceso de compostaje en los cuatro experimentos, alcanzando en M2 valores más elevados (Figura 1). Los resultados para el HIF fueron semejantes a los de Fukushima y col. (2009). Además, de acuerdo con Inbar y col. (1990), las cuatro mezclas se considerarían maduras.

Las imágenes obtenidas con el MEB confirmaron los resultados de los análisis físico-químicos y los índices de humificación (Figura 2). Así, se observó como las muestras iniciales presentaron una estructura fibrosa, mientras que en las muestras finales este aspecto fibroso desapareció en gran medida observándose la presencia de gránulos minerales como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica y la pérdida de agua.

Por lo que respecta al FT-IR y C-RMN, los resultados se muestran en la Tabla 1. Se puede observar un aumento en el grado de aromaticidad (ratios: 1640/2927 y 1650/2855) y de la policondensación (ratios: 1037/2927, 1037/2854 y 1097/1548), así como un descenso en el carácter alifático del producto (bandas: 1037, 2854 y 2927 cm^{-1}) en las cuatro mezclas. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Amir y col. (2003). En el caso de la C-RMN, la zona atribuida a los polisacáridos (60 y 110 ppm) presentó un descenso notable en las cuatro mezclas. Además, se observó un efecto de concentración de

estructuras de carbono alquilo (zona 0-45 ppm) asociado a la degradación de polímeros de azúcares, lo cual ha sido descrito por Martínez-Sabater y col. (2009).

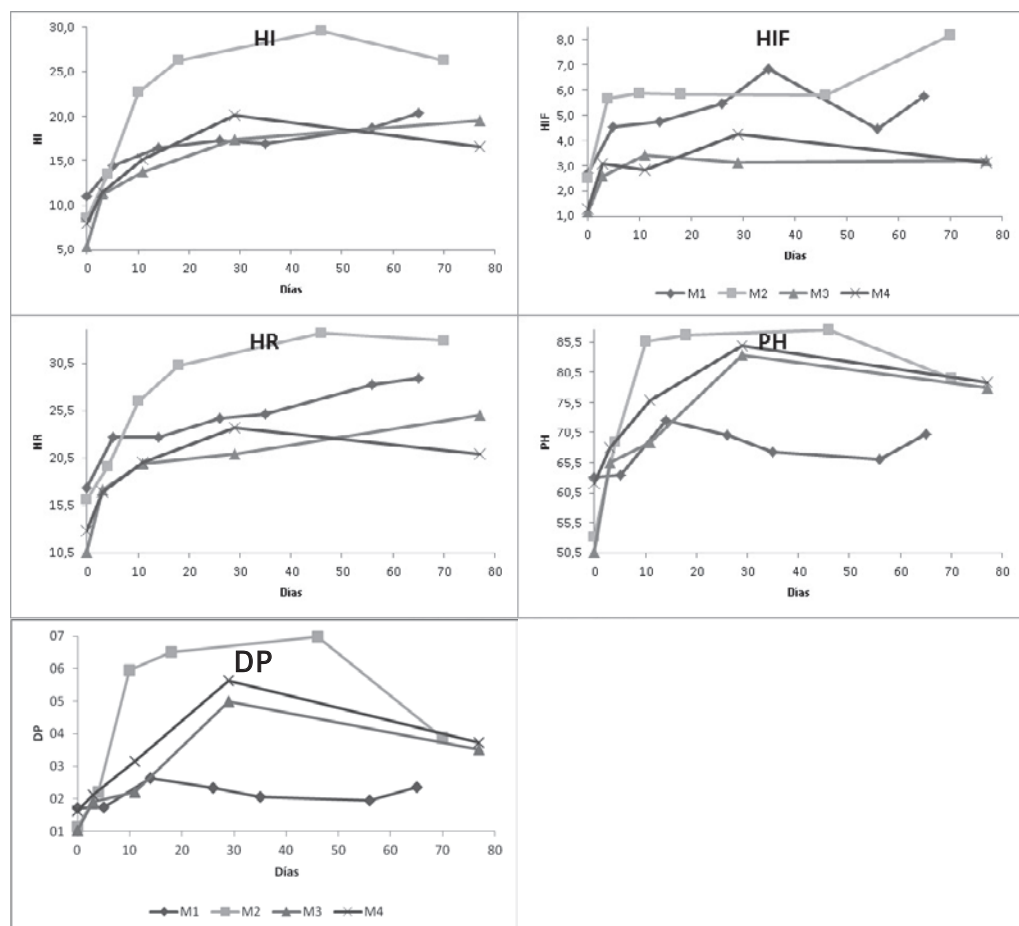


Figura 1. Evolución del grado de polimerización (DP), índice de humificación (HI), índice de humificación de Fukushima (HIF), ratio de humificación (HR) y porcentaje de ácidos húmicos (PH) durante el compostaje de las cuatro mezclas.

Los resultados más destacables del análisis estadístico fueron la existencia de relaciones significativas ($p < 0,01$) de las bandas 1548 , 2854 y 2927 cm^{-1} del FT-IR y las regiones $0-45$ ppm, $45-60$ ppm y $60-110$ ppm del C-RMN con los índices de humificación (HI, HR, PH y DP). Así, el coeficiente de correlación entre la banda correspondiente a flexiones de N-H y vibraciones de C=N (1548 cm^{-1}) y el HI fue de $0,908$. Esta banda también se relacionó con el HR y el DP, obteniéndose coeficientes de $0,904$ y $0,807$, respectivamente. Los coeficientes de correlación entre las bandas debidas a vibraciones de estiramiento de C-H alifáticos (2854 y 2927 cm^{-1}) y el PH fueron de $-0,885$ en el caso de la banda 2854 cm^{-1} y de $-0,850$ para la banda 2927 cm^{-1} . La región del C-RMN correspondiente a las estructuras de carbono alquilo ($0-45$ ppm) mostró un coeficiente de correlación de $0,854$ con el HI. La región debida a las estructuras de carbono alifático ($45-60$ ppm) mostró relación con el HI y HR, cuyos coeficientes fueron de $0,871$ y $0,865$, respectivamente. La región correspondiente a los polisacáridos y carbohidratos ($60-110$ ppm), se relacionó con el HI, HR y DP, obteniéndose coeficientes

de correlación de -0,828, -0,821 y -0,830, respectivamente. Todos estos datos demuestran el buen funcionamiento del proceso de compostaje y están de acuerdo con los resultados obtenidos por Castaldi y col. (2005), los cuales indican que la degradación de la materia orgánica va acompañada de una pérdida de carbohidratos y compuestos alifáticos, mientras que el proceso de humificación se asocia a la formación de compuestos aromáticos. Así pues, nuestros resultados confirmaron la eficacia de las tres técnicas espectroscópicas a la hora de evaluar la evolución de la materia orgánica en un proceso de compostaje, mostrando aspectos de la degradación y transformación de la materia orgánica más lábil en moléculas estables.

Tabla 1. Distribución de las bandas del FT-IR (cm^{-1}) y de las diferentes especies de carbono en el espectro de C-RMN (ppm) para las muestras iniciales y finales de M1, M2, M3 y M4.

Muestra	FT-IR					C-RMN				
	1037	1548	1640	2854	2927	0-45	45-60	60-110	110-165	165-200
M1-0 días	18,06	7,74	12,82	7,69	10,08	8,43	2,56	62,93	16,62	9,45
M1-65 días	15,90	8,61	13,94	7,47	9,52	14,00	6,50	61,34	11,32	6,85
M2-0 días	17,05	6,97	13,55	7,80	10,01	7,01	2,00	65,70	16,31	8,97
M2-70 días	16,22	9,31	13,00	6,44	8,85	21,12	8,22	49,32	12,38	8,96
M3-0 días	17,42	6,84	13,37	8,23	10,51	10,40	3,92	66,33	12,08	7,27
M3-77 días	15,89	9,32	12,70	6,66	8,80	20,78	7,75	52,20	12,46	6,80
M4-0 días	18,69	6,07	12,00	8,05	10,59	8,78	4,21	72,95	9,60	4,46
M4-77 días	17,24	7,71	13,26	5,68	7,69	11,50	6,26	65,93	11,94	4,37

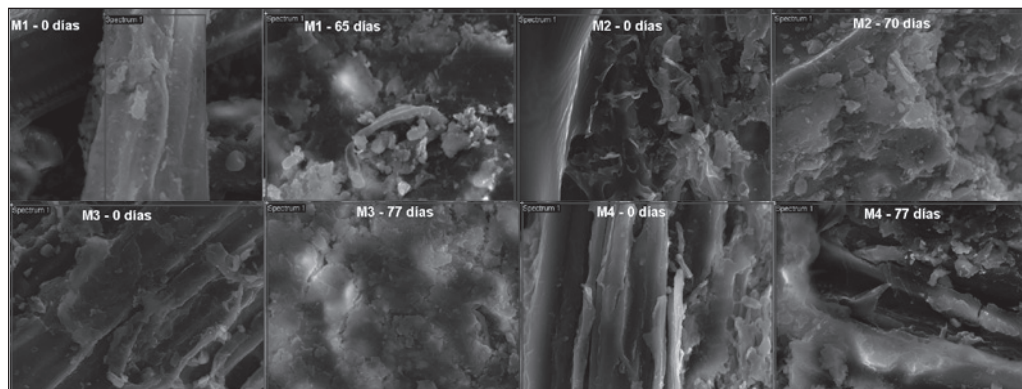


Figura 2. Imágenes MEB de las muestras al inicio y al final del proceso de compostaje a 2000x.

4. CONCLUSIONES

Este estudio confirma diferentes posibilidades de realizar el compostaje de lodo de depuradora y paja de arroz. No obstante, se observaron importantes diferencias en el producto final. Los cinco índices de humificación empleados mostraron la madurez del producto final en las cuatro mezclas; sin embargo, el compost obtenido a partir de una relación C/N = 20 fue el más estable y maduro. Se observaron buenas correlaciones entre los índices de humificación y los resultados obtenidos con el FT-IR y C-RMN. Estas dos técnicas espectroscópicas, junto con la microscopía electrónica de barrido, fueron buenas herramientas para la evaluación de la evolución de la materia orgánica, aportando información acerca de la transformación y síntesis de compuestos orgánicos que concluyeron con un estado de maduración óptimo del producto final.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Amir S., Hafidi M., Bailly J-R., Revel J-C., 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex® gel fractions. *Agronomie* 23, 269-275.
- Bekier J., Drozd J., Jamroz E., Jarosz B., Kocowicz A., Walenczak K., Weber J., 2014. Changes in selected hydrophobic components during composting of municipal solid wastes. *J. Soils Sed.* 14, 305-311.
- Castaldi P., Alberti G., Merella R., Melis P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Manage.* 25, 209-213.
- Environmental Protection Agency (2003). *Environmental regulations and Technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. EPA625-R-92-013. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/30004KS2.pdf> (fecha de consulta: 02/09/2014).
- Fukushima M., Yamamoto K., Ootsuka K., Komai T., Aramaki T., Ueda S., Horiya S., 2009. Effects of the maturity of wood waste compost on the structural features of humic acids. *Bioresource Technol.* 100, 791-797.
- Inbar Y., Chen Y., Hadar Y., Hoitink H.A.J., 1990. New approaches to compost maturity. *Biocycle* 31, 64-69.
- Isobaev P., Bouferguene A., Wichuk K.M., McCartney D., 2014. An enhanced compost temperature sampling framework: Case study of a covered aerated static pile. *Waste Manage.* 34, 1117-1124.
- Martínez-Sabater E., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., El-Khattabi M., Moral R., Lorenzo E., Paredes C., Gálvez L.N., Jordá J.D., 2009. Study of the evolution of organic matter during composting of winery and distillery residues by classical and chemometric analysis. *J. Agric. Food Chem.* 57, 9613-9623.
- 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, 781-787.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido subvencionado por el MINECO y la GVA, proyectos AGL2011-29382 y ACOMP2013/153 respectivamente.

EMPLEO DE LA RADIOMETRÍA VNIR COMO HERRAMIENTA DE VALORACIÓN DEL CARBONO HÚMICO EN EXTRACTOS DE COMPOST

José Navarro Pedreño^{1*}, Beatriz Temporal Lara¹, Ignacio Gómez Lucas¹,
Ignacio Meléndez Pastor¹, M^a Isabel Mira²

¹Universidad Miguel Hernández de Elche, Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente (GEA).
Av. de la Universidad s/n. 03202, Elche, Alicante. *E-mail: jonavar@umh.es
²Planta EDAR Aspe. FACSA.

Resumen: El objetivo del presente estudio fue evaluar el uso de la radiometría VNIR como herramienta de estimación de la estabilidad y madurez de un compost, elaborado a partir de lodo procedente de una Estación Depuradora de Agua Residual (EDAR). Para ello, fueron tomadas muestras sucesivas a lo largo del túnel de compostaje y en la pila de maduración de acuerdo con la evolución del proceso. De las muestras, se obtuvo el extracto húmico total, así como tras su fraccionamiento, el extracto húmico y extracto fúlvico, midiendo en dichos extractos con un equipo portátil de radiometría VNIR para longitudes de onda comprendidas entre los 325-1000 nm. Los resultados muestran una marcada tendencia de los patrones de absorbancia de acuerdo con la evolución del proceso de compostaje, manifestándose de forma más acentuada para longitudes de onda más próximas al rango visible del espectro. Esta herramienta presenta una utilidad y sencillez capaz de informar rápidamente acerca de la evolución del proceso de compostaje.

Palabras clave: Espectroscopia, infrarrojo cercano, materia orgánica, lodo, compostaje.

1. INTRODUCCIÓN

La continua producción de lodos de depuración de agua residual supone un reto para la gestión ambiental y un esfuerzo económico asociado a los costes de almacenamiento, transporte y eliminación. Sin embargo, a través de un adecuado manejo es posible transformar dichos residuos en una enmienda orgánica capaz de mejorar las propiedades del suelo tras su aplicación. Para ello es necesario que la incorporación de este material se produzca tras alcanzar unas condiciones de madurez y estabilidad adecuadas, ya que su utilización directa sobre el suelo puede desencadenar consecuencias indeseables tales como la inmovilización del nitrógeno mineral del suelo, inhibición de la germinación de semillas, reducción del crecimiento de la planta y olores desagradables (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989; García y col., 1992; Veeken y col., 2000; Hoekstra y col., 2002). La estabilidad del residuo debe ser controlada a su vez, por su efecto sobre la biodisponibilidad de los metales pesados y por su efecto sobre la mineralización del carbono orgánico.

Para minimizar estos problemas, el proceso de compostaje del residuo se presenta como una de las mejores alternativas desde el punto de vista ambiental y económico (Pascual y col., 1997; Veeken y Hamelers, 2002; Zbytniewski y Buszewski, 2005); obteniéndose un producto inodoro, estable y libre de patógenos. Aplicado al suelo, el lodo compostado mejora sus propiedades, actuando como enmienda orgánica de liberación lenta de nutrientes (Bernal y col., 1998; Speir y col., 2003). Se han propuesto diferentes parámetros para predecir la estabilidad en residuos orgánicos y para el seguimiento y monitorización del proceso de compostaje mediante el uso de radiometría (Reeves y Van Kessel, 2000; Reeves, 2001; Malley y col., 2002, 2005; Saeys y col., 2005; Shepherd y col., 2005; Huang y col., 2007; Sorensen y col., 2007; Fujiwara y Murakami, 2008; Albrecht y col., 2009; Vergnoux y col., 2009).

El presente estudio se centra en el empleo de la espectroscopia en el espectro visible e infrarrojo cercano por ser una técnica rápida, robusta y no destructiva (Blanco y Villaroya, 2002) centrada en el estudio de la fracción húmica del compost obtenido a lo largo de un proceso de compostaje a escala industrial.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se analizaron 28 muestras individuales procedentes de un proceso de compostaje realizado en la EDAR del municipio de Aspe (Alicante); el compost se preparó a partir de una mezcla volumétrica de lodo (50 %), serrín (37,5 %) y paja (12,5 %).

El muestreo se realizó en función del tiempo de residencia del material en el túnel de compostaje, desde el inicio del proceso, considerando éste paralelo al grado de madurez de la muestra de compost. Las primeras 6 zonas de muestreo se establecieron de forma longitudinal y equidistante a lo largo del túnel de compostaje, de manera que cada posición estaba definida por un tiempo de permanencia (14, 21, 28, 35, 42, 49 y 64 días); la última se obtuvo de la pila de maduración exterior, después de salir del túnel, tras quince días de permanencia en ella. Se comenzó el muestreo a partir de las dos semanas de compostaje para evitar la excesiva heterogeneidad de la mezcla inicial y en cada uno de ellos se recogieron 4 muestras transversales a la dirección de avance, con profundidad aleatoria (siempre por debajo de los primeros 10 cm superficiales) y aproximadamente separadas entre sí un metro de distancia. De la pila de maduración, situada fuera de los túneles, también se recogieron cuatro muestras.

De cada una de las 28 muestras se extrajo por triplicado el extracto húmico total (ET), extrayéndose y cuantificándose a continuación, la fracción húmica (EHT) y fúlvica (EFT). Para obtener el extracto total se pesó 1g de cada una de las muestras en un frasco estéril de polietileno y se mantuvo en agitación durante 2h con la solución extractora (pirofosfato sódico 0,1M - hidróxido sódico 0,1N). Los extractos fueron centrifugados a 4500 rpm durante 25 minutos, repitiendo la operación hasta la ausencia de color (MAPA, 1986). A partir de este extracto, se obtuvo la fracción fúlvica acidificando el medio por debajo del valor de $\text{pH} < 1$ y manteniendo a temperatura constante los extractos durante 12 h. Los ácidos fúlvicos y otras sustancias no húmicas solubles se analizaron a partir del sobrenadante (Swift y col., 1996). La fracción húmica se obtuvo por diferencia entre los dos extractos anteriores. Todos los extractos fueron sometidos a oxidación por el método del dicromato ácido (Sims y Haby, 1971) para cuantificar su contenido en carbono, expresado en mg/L.

Para los análisis espectrales de los extractos de las muestras de compost se empleó un radiómetro portátil VNIR (ASD Field Spec Hand Held VNIR radiometer, de Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, CO, EEUU). Este radiómetro cubre el rango de longitud de onda de 325-1075 nm, de visible (V) a infrarrojo cercano (SW-NIR). El radiómetro fue conectado a un sistema porta-cubeta para líquidos de Ocean Optics (Leesburg, FL, EEUU) donde se colocaron los extractos de las muestras, siendo iluminadas mediante ASD Fiber Optic Illuminator® como fuente de luz. Este sistema permite registrar la transmitancia de las muestras.

El software empleado para el tratamiento estadístico descriptivo de los resultados fue SPSS v.22.0© y Microsoft Office Excel 2010©.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la transmitancia y el contenido de los extractos húmicos de cada conjunto de muestras de las 7 zonas de muestreo se representan en la figura 1 y 2 (diagramas de cajas).

Para la transmitancia y el ET se observan dos tendencias (Figura 1). Una desde el principio del muestreo hasta el día 35 y el otro a partir del día 35 hasta el final del proceso. Estas diferencias pueden estar relacionadas con los procesos de mineralización y humificación dentro de la dinámica de compostaje, en su camino hacia la obtención de materia orgánica estable. La primera parte se corresponde con la fase en la que produce un ataque físico y bioquímico a los residuos y una gran actividad microbiana que llevará al incremento de la temperatura (etapa termófila), apareciendo compuestos de menor peso molecular. La segunda parte se asocia bien con la etapa en la que se producen compuestos más estables, complejos y de mayor peso molecular, abundando la formación de heterociclos y estructuras húmicas de ma-

por peso molecular. En el paso de una a otra etapa se perderán moléculas volátiles, compuestos orgánicos de bajo peso molecular y otros componentes orgánicos fácilmente oxidables, lo que explicaría el descenso en el contenido húmico total (EH). Esta formación de moléculas mucho más complejas y con mayor grado de aromaticidad podría explicar la disminución de la transmitancia y el oscurecimiento de la materia orgánica, consecuentemente un aumento de la absorción frente a la transmisión en estos rangos espectrales.

La Figura 2, corrobora en buena medida estos resultados al apreciar una tendencia a la disminución de los compuestos fúlvicos tras alcanzar su máximo en torno a la etapa termófila intermedia del compostaje. Los compuestos húmicos muestran una tímida tendencia al aumento hacia el final del proceso de compostaje, aunque en las etapas iniciales y seguramente favorecidos por la disgregación de los compuestos ligníferos de los materiales estructurantes, se comportan de forma análoga a los fúlvicos.

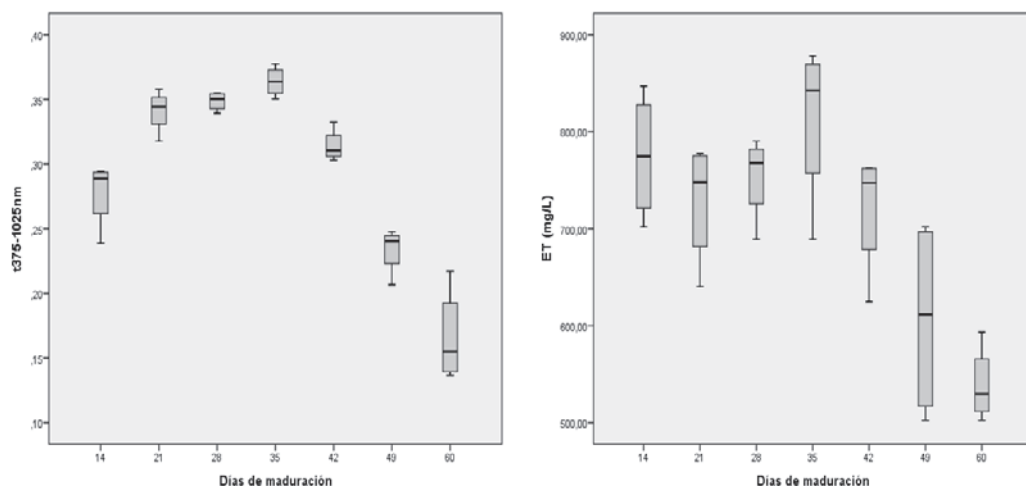


Figura 1. Evolución de la transmitancia entre los 325-1000nm del extracto húmico total en mg/L (ET) a lo largo del túnel de compostaje.

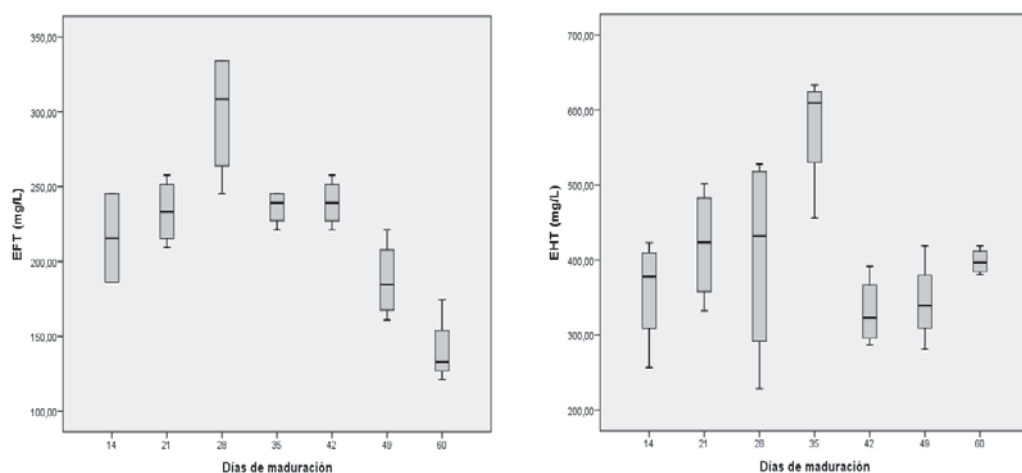


Figura 2. Evolución del extracto ácidos húmicos en mg/L (EHT) y el extracto ácidos fúlvicos (EFT) en mg/L a lo largo del túnel de compostaje.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran como una técnica sencilla consistente en la extracción húmica total y la medida de su transmitancia permite, en este caso concreto, estimar la evolución y madurez del proceso de compostaje. El uso de radiometría se muestra como una herramienta útil y sencilla capaz de brindar información de control del proceso, aunque a partir de estos resultados preliminares se hace necesario mejorar esta metodología para realizar modelos de control.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Albrecht R., Joffre R., Le Petit J., Terrom G., Perissol C., 2009. Calibration of chemical and biological changes in cocomposting of biowastes using near-infrared spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 43, 804-811.
- 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. *Agric. Ecosys. Environ.* 69, 175-189.
- Blanco M., Villaroya I., 2002. NIR spectroscopy: a rapid-response analytical tool. *Trends Anal. Chem.* 21, 240-250.
- Fujiwara T., Murakami K., 2008. Lipid analysis by near infrared spectroscopy to evaluate inhibitory effects of swine waste compost on plant growth. *Near Infr. Spectrosc.* 16, 481-486.
- García C., Hernández T., Costa F., Pascual J.A., 1992. Phytotoxicity due to agricultural use of urban wastes. *J. Sci. Food Agric.* 59, 313-319.
- Hoekstra N.J., Bosker T., Lantinga E.A., 2002. Effects of cattle dung from farms with different feedings strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agric. Ecosys. Environ.* 93, 189-196.
- Huang G., Han L., Liu X., 2007. Rapid estimation of the composition of animal manure compost by near infrared spectroscopy. *Near Infr. Spectrosc.* 15, 387-394.
- Iglesias-Giménez E., Pérez-García V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Wastes* 27, 115-142.
- Malley D.F., Yesmin L., Eilers R.G., 2002. Rapid analysis of hog manure and manure-amended soils using near-infrared spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 66, 1677-1686.
- Malley D.F., McClure C., Martin P.D., Buckley K., McCaughey W.P., 2005. Compositional analysis of cattle manure during composting using a field-portable near-infrared spectrometer. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 36, 455-475.
- MAPA, 1986. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Pascual J.A., Ayuso M., García C., Hernández T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Manage. Res.* 15, 103-112.
- Reeves III J.B., Van Kessel J.S., 2000. Near-infrared spectroscopic determination of carbon, total nitrogen, and ammonium-N in dairy manures. *J. Dairy Sci.* 83, 1829-1836.
- Reeves III J.B., 2001. Near-infrared diffuse reflectance spectroscopy for the analysis of poultry manures. *J. Agric. Food Chem.* 49, 2193-2197.
- Saeyns W., Mouazen A.M., Ramon H., 2005. Potential for onsite and on-line analysis of pig manure using visible and near infrared reflectance spectroscopy. *Biosystem Eng.* 91, 393-402.
- Shepherd K.D., Vanlauwe B., Gachengo C.N., Palm C.A., 2005. Decomposition and mineralization of organic residues predicted using near infrared spectroscopy. *Plant Soil* 277, 315-333.
- Sims J.R., Haby V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137-141.
- Sorensen L.K., Sorensen P., Birkmose T.S., 2007. Application of reflectance near infrared spectroscopy for animal slurry analyses. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 71, 1398-1405.
- Speir T.W., Van Schalaik A.P., Percival H.J., Close, M.E., Pang M., 2003. Heavy metals in soil, plants and ground-water following high-rate sewage sludge application to land. *Water Air Soil Poll.* 150, 1327-1337.
- Swift R.S., 1996. Organic matter characterization. P. 1018-1020. In D.L. Sparks y col. (Eds) *Methods of soil analysis*. Part 3. SSSA Book Series 5. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Veeken A., Nierop K., de Wilde V., Hamlers B., 2000. Characterization of NaOH -extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technol.* 72, 33-41.
- Veeken A., Hamlers B., 2002. Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste. *Sci. Total Environ.* 300, 87-98.
- 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.
- Zbytniewski R., Buzewski B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technol.* 96, 471-478.

Agradecimientos: Beatriz Temporal Lara agradece al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte la beca predoctoral: FPU 12/00429. Agradecemos a FACSa la provisión de las muestras de compost.

EVALUACIÓN DEL EMPLEO DE UN EQUIPO BACTRAC® PARA LA ESTIMACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE UN COMPOST

Jose Navarro Pedreño^{1*}, Beatriz Temporal Lara¹,
Ignacio Gómez Lucas¹, M^a Isabel Mira²

¹Universidad Miguel Hernández de Elche, Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente (GEA). Av. de la Universidad s/n. 03202, Elche, Alicante. E-mail: jonavar@umh.es

²Planta EDAR Aspe. FACSA.

Resumen: La actividad biológica de los residuos orgánicos determina la medida en la que la materia orgánica sufre procesos de estabilización. En este estudio hemos utilizado un equipo BacTrac para determinar la actividad respirométrica, cuantificando la producción de CO₂ en muestras de compost, elaborado a partir de lodo procedente de una Estación Depuradora de Agua Residual (EDAR), como medida de su estabilidad. Las muestras han sido tomadas a diferentes tiempos de residencia en el túnel de compostaje en aras a comparar la evolución de los resultados de la respirometría a lo largo del proceso. Para ello se han calculado los valores acumulados de producción CO₂ por unidad de materia seca y hora (mg CO₂/kg_{m.s.} h) durante 96h de incubación. Los resultados obtenidos muestran variaciones significativas de respiración acumulada de acuerdo con el estado evolutivo del proceso de compostaje, así como entre los valores acumulados de producción de CO₂ y parámetros comúnmente empleados para la predicción de grado de estabilidad y madurez de los residuos orgánicos como el extracto húmico total.

Palabras clave: respirometría, actividad biológica, lodo, compostaje, impedancia.

1. INTRODUCCIÓN

El incremento en la producción de residuos orgánicos y la cada vez más estricta legislación obliga a promover estrategias de valorización y reciclaje frente a su depósito en vertedero. El compostaje es una estrategia de gestión que permite la transformación de estos residuos en una enmienda orgánica que mejora las propiedades del suelo tras su aplicación, actuando como abono orgánico de liberación lenta de nutrientes (Bernal y col., 1998; Speir y col., 2003). Así, el proceso de compostaje de los residuos orgánicos se presenta como una de las mejores alternativas desde el punto de vista ambiental y económico (Pascual y col., 1997; Veeken y Hamelers, 2002; Zbytnewski y Buszewski, 2005). Para que sus efectos sobre el suelo receptor sean beneficiosos es necesario que la aplicación de los mismos se produzca considerando unas condiciones de madurez y estabilidad adecuadas, ya que su utilización directa puede desencadenar consecuencias indeseables tales como la inmovilización del nitrógeno mineral del suelo, inhibición de la germinación de semillas, reducción del crecimiento de la planta y olores desagradables (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989; García y col., 1992; Veeken y col., 2000; Hoekstra y col., 2002). La estabilidad del residuo debe ser controlada, a su vez, por sus efectos sobre la biodisponibilidad de los metales pesados y la mineralización del carbono orgánico.

Entre la amplia variedad de parámetros que han sido propuestos para el seguimiento y monitorización del proceso de compostaje, el presente estudio se centra en el empleo de la respirometría, cuyo funcionamiento se basa en la medida de impedancia eléctrica de una muestra a lo largo del tiempo, teniendo como base la respiración debida a la actividad microbiana y la producción consecuente de CO₂. A pesar de que la primera medición de la impedancia para detectar crecimiento de microorganismos se describió hace un siglo (Stewart, 1899), no recibió mucha atención hasta mediados de los años 70 del pasado siglo. A partir de entonces, se han publicado numerosos trabajos sobre el uso de la impedancia como un método rápido para la detección de actividad bacteriana (Yang y Bashir, 2008).

El objetivo de este estudio es determinar la estabilidad de un compost a lo largo de su proceso de compostaje a partir de la aplicación de respirometría.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para conseguir este objetivo se analizaron 28 muestras de compost elaborado en la EDAR del municipio de Aspe (Alicante) a partir de una mezcla volumétrica: 50 % de lodo, 37,5 % de serrín y 12,5 % de paja. Las zonas de muestreo fueron determinadas tomando el criterio de tiempo de residencia del material en el túnel de compostaje, considerando que el avance dentro del túnel es asimilable al grado de madurez de la muestra de compost. Las zonas de muestreo se establecieron de forma longitudinal y equidistante a lo largo del túnel de compostaje, de manera que cada una estaba definida por un tiempo de permanencia (14, 21, 28, 35, 42, 49 y 64 días), salvo la última que se obtuvo de la pila de maduración exterior llevando este material en reposo dos semanas. Se comenzó el muestreo a partir de las dos semanas de compostaje para evitar la excesiva heterogeneidad de la mezcla inicial y en cada uno de ellos se recogieron 4 muestras trasversales a la dirección de avance, con profundidad aleatoria (siempre por debajo de los primeros 10 cm superficiales), aproximadamente separadas entre sí un metro de distancia.

En cada una de las veintiocho muestras se realizaron tres réplicas analíticas para obtener el extracto húmico total (EH), la fracción húmica (EHT) y fúlvica (EFT) del total. Para obtener el extracto total se pesó 1 g de cada una de las muestras en un frasco estéril de polietileno y se mantuvo en agitación durante 2 h con la solución extractora (pirofosfato sódico 0,1M - hidróxido sódico 0,1N). Los extractos fueron centrifugados a 4.500 r.p.m. durante 25 minutos, repitiendo la operación hasta la ausencia de color (MAPA, 1986). A partir de este extracto, se obtuvo la fracción fúlvica acidificando el medio por debajo del valor de $\text{pH} < 1$ y manteniendo a temperatura constante los extractos durante 12 h. Los ácidos fúlvicos y otras sustancias no húmicas solubles fueron separados tomando el sobrenadante (Swift y col., 1996). La fracción húmica se obtuvo por diferencia entre los dos extractos anteriores. Todos los extractos fueron sometidos a oxidación por dicromato (Sims y Haby, 1971) para cuantificar su contenido en carbono, expresado en mg/L.

Para los análisis respirométricos se empleó un equipo $\mu\text{-Trac}4200\text{-Microbiologic Analyser}$ (SY-LAB, Geraete GmbH). La medida de la variación frente al tiempo está basada en la determinación de la impedancia que se puede realizar de dos formas, directa o indirecta (Silley y Forsythe, 1996), a través de un par de electrodos sumergidos en el medio de crecimiento o de una solución reactante, dependiendo de la opción escogida. En este caso, las mediciones fueron realizadas de forma indirecta, hallándose los electrodos sumergidos en una solución reactante elaborada con hidróxido de potasio al 5 % (5 g/100 mL). Los gases (CO_2) producidos a partir de metabolismo bacteriano son absorbidos por la solución de KOH, lo que conlleva una disminución de la conductancia de la solución alcalina. Para la detección de actividad microbiológica, el sistema Bactrac® mide la relación o los cambios absolutos en la impedancia, en intervalos de tiempo regulares durante el crecimiento de los microorganismos a temperatura constante. Las señales eléctricas permiten obtener curvas de dinámicas de crecimiento bacteriano. De cada muestra se pesaron 0,4 g en tubos de polietileno estériles, tras haber sido humedecidos con la finalidad de la activación de las formas latentes de microorganismos. Los frascos fueron depositados en células de medición desechables provistas de electrodos. Se dotó cada célula de 4 mL solución alcalina de potasa, fueron cerrados de forma hermética para impedir el intercambio de gases con el exterior y se procedió al registro automático de los valores de impedancia a intervalos aproximados de 5 minutos entre lecturas y a la temperatura estable de 25° C durante 96 h. Los resultados de los parámetros han sido representados indicando su valor medio y error estándar. El software empleado para el tratamiento de los datos fue SPSS v.22.0© y Microsoft Office Excel 2010©.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados indicados en la Figura 1 (utilizando diagramas de cajas) muestran la evolución de los valores de impedancia ($\text{mg CO}_2/\text{kg}_{\text{m.s.}} \cdot \text{h}$) frente al tiempo de compostaje. El CO_2 acumulado tras 96h de incubación manifiesta una progresiva disminución debido a la reducción del carbono fácilmente disponible a medida que se sucede el proceso. Esta tendencia se mantiene todo el proceso, salvo en el valor acumulado a los 28 días; este hecho puede atribuirse a un ligero aumento inicial en la proporción de sustancias fácilmente biodegradables originadas en la transformación de sustancias lignocelulósicas complejas procedentes de los agentes estructurantes, lo que es concordante con los resultados obtenidos por Said-Pullicino y col. (2007), Gómez-Brandón y col. (2008) y Soriano-Disla y col. (2010).

Se observa una análoga tendencia, tanto para los resultados de los extractos húmicos como para los de respirometría. En los extractos, se pueden apreciar fases: desde el principio de la toma de muestras hasta el día 35 y otra a partir del día 35 hasta el final del proceso.

Estas diferencias las asociamos a la predominancia de los procesos de descomposición de la materia orgánica y humificación dentro de la dinámica de compostaje. La primera fase produce la transformación de sustancias lignocelulósicas complejas en compuestos más fácilmente oxidables, con un aumento de la actividad microbiológica derivando a la etapa

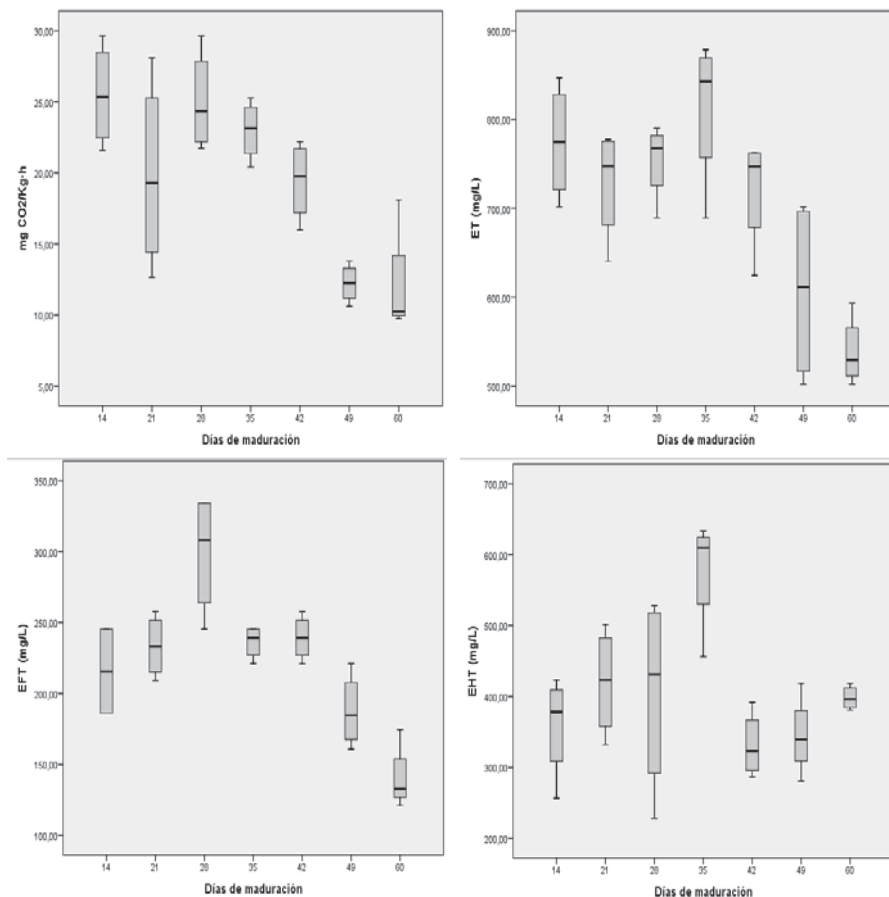


Figura 1. Evolución de los parámetros seleccionados ($\text{mgCO}_2/\text{kg h}$: mg de CO_2 fijados por cada kg de masa seca y hora, ET: extracto húmico, EHT: extracto húmico, EFT: extracto fúlvico).

termófila y con ello el aumento de la proporción de carbono oxidable junto a pérdidas de otros compuestos más volátiles tales como nitrógeno amoniacal y la humedad, especialmente cuando se alcanzan altas temperaturas.

En la segunda etapa hay una reducción general de la materia más lábil, como el caso de la fracción fúlvica, y la transformación en compuestos más complejos que empiezan a expresarse en la fracción húmica.

4. CONCLUSIONES

Los resultados muestran una tendencia de los patrones de impedancia obtenidos a través del empleo de técnicas respirométricas con un equipo Bactrac® concordantes con los parámetros habituales de seguimiento del proceso de compostaje basados en los extractos y fracciones húmicas de la materia orgánica. Por ello, este método se presenta como una herramienta útil, y eficaz para el monitoreo del proceso de compostaje a escala industrial.

5. BIBLIOGRAFÍA

- 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. *Agric. Ecosys. Environ.* 69, 175-189.
- García C., Hernández T., Costa F., Pascual J.A., 1992; Phytotoxicity due to agricultural use of urban wastes. *J. Sci. Food Agric.* 59, 313-319.
- Gómez-Brandón M., Lazcano C., Domínguez J., 2008. The evaluation of stability and maturity during composting of cattle manure. *Chemosphere* 70, 436-444.
- Hoekstra N.J., Bosker T., Lantinga E.A., 2002. Effects of cattle dung from farms with different feedings strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agric. Ecosys. Environ.* 93, 189-196.
- Iglesias-Giménez E., Pérez-García V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Wastes* 27, 115-142.
- MAPA, 1986. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Pascual J.A., Ayuso M., García C., Hernández T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Manage. Res.* 15, 103-112.
- Said-Pullicino D., Erriquens F.G., Gigliotti G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technol.* 98, 1822-1831.
- Silley P., Forsythe S., 1996. Impedance microbiology—a rapid change for microbiologists. *J. Appl. Bact.* 180, 233-43.
- Sims J.R., Haby V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137-141.
- Soriano-Disla J.M., Gómez I., Navarro-Pedreño J., 2010. Assessment of the evolution and efficiency of a full-scale sewage sludge composting process. *Compost Sci. Util.* 18, 81-88.
- Speir T.W., Van Schalaik A.P., Percival H.J., Close M.E., Pang M., 2003. Heavy metals in soil, plants and ground-water following high-rate sewage sludge application to land. *Water Air Soil Poll.* 150, 1327-1337.
- Stewart G.N., 1899. The changes produced by the growth of bacteria in the molecular concentration and electrical conductivity of the culture media. *J. Exp. Med.* 4, 235-43.
- Swift R.S., 1996. Organic matter characterization. P. 1018-1020. In D.L. Sparks y col. (Eds) *Methods of soil analysis*. Part 3. SSSA Book Series 5. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Veeken A., Nierop K., de Wilde V., Hamlers B., 2000. Characterization of NaOH -extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technol.* 72, 33-41.
- Veeken A., Hamlers B., 2002. Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste. *Sci. Total Environ.* 300, 87-98.
- Yang L., Bashir R., 2008. Electrical/electrochemical impedance for rapid detection of foodborne pathogenic bacteria. *Biotechnol. Adv.* 26, 135-150.
- Zbytniewski R., Buzewski B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technol.* 96, 471-478.

Agradecimientos: Beatriz Temporal Lara agradece al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte la beca predoctoral: FPU 12/00429. Agradecemos a FACSA la provisión de las muestras de compost.

COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS COMO UNA OPCIÓN PARA SU RECICLADO EN ECUADOR

Irene Gavilanes-Terán¹, Concepción Paredes^{2*}, M^a Angeles Bustamante²,
Janneth Jara-Samaniego³, Aurelia Pérez-Espinosa², M^a Dolores Pérez-Murcia²,
Antonio Marín-Martínez², Raúl Moral²

¹Facultad de Salud Pública, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo
EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

²Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

³Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo
EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

*E-mail: c.paredes@umh.es

Resumen: En este estudio se propone el compostaje de residuos hortícolas como método para su reciclaje. Para ello, se prepararon dos mezclas, una con los residuos de brócoli (BROC) y otra con los residuos de tomate (TOM), los cuales se co-compostaron con gallinaza (G) y serrín (S) en las proporciones (sobre peso fresco) siguientes: Pila 1: 50 % BROC + 15 % G + 35 % S y Pila 2: 50 % TOM + 15 % G + 35 % S. Las mezclas (aproximadamente 1000 kg cada una, con dimensiones de 2 x 3 m de base y altura 1,5 m) se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. La fase bio-oxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la del ambiente, y a continuación se dejó que las mezclas madurasen en reposo, por un periodo de dos meses. La humedad de las mezclas se controló semanalmente, añadiéndose la cantidad de agua necesaria para que este parámetro no fuera inferior al 40 %. Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), pérdida de materia orgánica (MO), la relación C/N y el índice de germinación (IG). En ambas pilas la temperatura excedió los 55 °C durante más de dos semanas, lo cual aseguró la reducción de patógenos. Las pérdidas de MO se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden. Ambos compost presentaron al final del proceso valores de CE compatibles con el crecimiento vegetal y valores finales de la relación C/N < 20 e IG > 50 %, indicando la estabilización y humificación de la materia orgánica, así como la ausencia de fitotoxicidad.

Palabras clave: compost, parámetros físico-químicos, pérdida de materia orgánica, relación C/N, fitotoxicidad.

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento de la población en Latino América y Caribe, con una tasa de crecimiento anual de 1,6 %, ha supuesto un aumento en la producción de alimentos, con el consiguiente incremento en la generación de residuos (CEPAL, 2013). Ecuador produce más de 420.000 toneladas anuales de hortalizas, lo que lo sitúa como el sexto país productor de toda América del Sur (FAO, 2012). Como consecuencia de la producción estacional de estos cultivos se crean problemas para la gestión correcta de los residuos generados de su manipulación y envasado.

El tratamiento de estos residuos mediante técnicas medioambientalmente sostenibles, como el compostaje, es una de las mejores opciones para su gestión. El compostaje de residuos hortícolas ha sido investigado por diferentes autores. Así, Alkoik y Ghaly (2006) señalaron que una fuente de carbono fácilmente asimilable es necesaria para el compostaje de residuos hortícolas de manera que la etapa termófila se mantenga el tiempo suficiente para que el material final quede totalmente higienizado. Estos autores emplearon estiércol de vaca lechera como fuente de carbono e inóculo para el co-compostaje de residuos hortí-

colas. Vargas-García y col. (2006) estudiaron el efecto sobre la evolución de las sustancias húmicas de la inoculación de microorganismos y del material empleado en el co-compostaje de residuos hortícolas. También Vargas-García y col. (2010) estudiaron la evolución de diferentes actividades enzimáticas, así como las principales comunidades de microorganismos durante el compostaje de residuos hortícolas mezclados con cáscara de almendras y lodo de depuradora. Jurado y col. (2014) estudiaron la evolución de diferentes actividades enzimáticas durante el proceso de compostaje de residuos hortícolas con cortezas de pino, para evaluar su relación con otros parámetros químicos empleados comúnmente como índices de madurez y calidad de compost.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del reciclaje de residuos hortícolas por medio de su co-compostaje con gallinaza y serrín, así como evaluar la calidad de los compost obtenidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se prepararon dos mezclas, una con los residuos de brócoli (BROC) y otra con los residuos de tomate (TOM), los cuales se co-compostaron con gallinaza (G) y serrín (S). Las características de los materiales iniciales utilizados fueron: pH 5,3, conductividad eléctrica (CE) 9,15 dS/m, carbono orgánico total (COT) 43,2 % y nitrógeno total (N_T) 3,73 % para BROC; pH 5,8, CE 10,42 dS/m, COT 31 % y N_T 2,35 para TOM; pH 8,2, CE 8,08 dS/m, COT 23,7 % y N_T 2,33 para G y pH 5,7, CE 0,89 dS/m, COT 51,4 % y N_T 0,18 para S. Estos residuos se mezclaron en las siguientes proporciones en peso fresco: Pila 1, 50 % BROC+15 % G+35 % S; Pila 2, 50 % TOM+15 % G+35 % S.

Las mezclas (aproximadamente 1000 kg cada una, con dimensiones de 2 x 3 m de base y altura 1,5 m) se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. El número de volteos realizados fue de 4 y 3 en las pilas 1 y 2, respectivamente. La fase bio-oxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la del ambiente (70 días) y a continuación se dejó las mezclas madurar en reposo, por un periodo de dos meses. La humedad de las mezclas se controló semanalmente, añadiéndose la cantidad de agua necesaria para que este parámetro no fuera inferior al 40 %. Se realizaron un total de 6 muestreos en ambas pilas a lo largo del proceso de compostaje. El muestreo de la pila se realizó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, a lo largo del perfil de la pila, de modo que la muestra final tomada fuese representativa de la totalidad del material en el momento de la recogida. Las muestras recogidas fueron secadas y molidas a un tamaño inferior a 0,5 mm, previamente a su análisis.

En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje, la conductividad eléctrica, el pH, la MO, las pérdidas de MO, el N_T , el COT y el índice de germinación (IG) se determinaron según los métodos analíticos descritos en Bustamante y col. (2008).

Los datos de pérdida de MO 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 ecuación a la que se ajustaron los datos experimentales fue una ecuación cinética de primer orden: Pérdidas MO = $A(1 - e^{-kt})$, donde A es la materia orgánica potencialmente degradable (%), k la constante de la velocidad de degradación ($días^{-1}$) y t el tiempo de compostaje (en días). Los valores de 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. Las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el compostaje fueron evaluadas mediante el test de diferencias significativas (LSD) para $P < 0.05$. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambas pilas se observó un rápido incremento de la temperatura durante los primeros días del proceso de compostaje, alcanzándose temperaturas $>40^{\circ}\text{C}$ y manteniéndose la etapa termófila durante aproximadamente 45 días (Figura 1a). Este rápido aumento de la temperatura también ha sido observado por otros autores durante el proceso de compostaje de residuos hortícolas (Vargas-García y col., 2006, 2010; Jurado y col., 2014). La evolución de la temperatura fue similar en ambas pilas, observándose un incremento de este parámetro después de cada volteo, debido a la mejora de la oxigenación y a la homogeneización de la mezcla. Después de aproximadamente 7 semanas de compostaje, las temperaturas se redujeron progresivamente hasta alcanzar la etapa mesófila y continuaron cercanas a la temperatura ambiente hasta el final de la etapa de maduración. En ambas pilas, la temperatura fue $>55^{\circ}\text{C}$ durante más de dos semanas, lo cual aseguró una máxima reducción de microorganismos patógenos, de acuerdo con los requerimientos europeos sobre higienización de compost (European Commission, 2014).

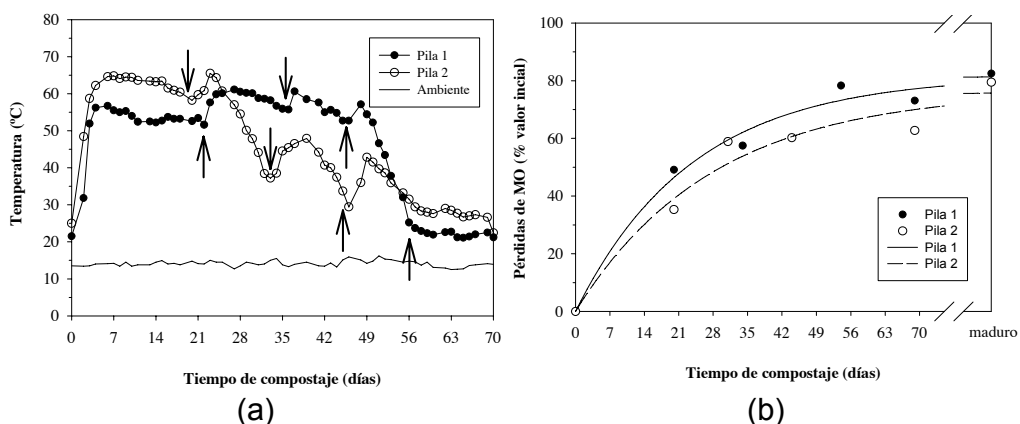


Figura 1. Evolución (a) de la temperatura y (b) de las pérdidas de materia orgánica durante el proceso de compostaje de las pilas (Pila 1: residuos de brócoli + gallinaza + serrín y Pila 2: residuos de tomate + gallinaza + serrín). (Las flechas en la figura 1a indican los días en los que se realizaron los volteos). (Las líneas en la figura 1b representan las curvas ajustadas a los datos experimentales)

La MO se redujo durante el proceso, desde 69,5 y 64,5 % a 24,1 y 31,9 % en las pilas 1 y 2, respectivamente (Tabla 1). También, las pérdidas de MO fueron significativas durante la fase bio-oxidativa en ambas pilas (Figura 1b) y bajas durante la etapa de madurez, lo cual indicó la relativa estabilidad alcanzada por los productos después de la fase bio-oxidativa. Bustamante y col. (2008) también observaron una menor degradación de MO durante el periodo de madurez del proceso de compostaje de residuos vegetales, tales como los residuos de alcoholera y estiércoles. El ajuste de los datos experimentales de pérdida de MO a la ecuación cinética de primer orden, comentada anteriormente, fue satisfactorio y dio los siguientes valores de los parámetros estadísticos (desviación estándar entre paréntesis):

Pila 1: $A = 83,8$ (2,9); $k = 0,0554$ (0,0076); $R^2_{\text{adj}} = 0,9848$; $F = 325,43^{***}$; $\text{SEE} = 3,95$
Pila 2: $A = 76,6$ (11,1); $k = 0,0222$ (0,0070); $R^2_{\text{adj}} = 0,9164$; $F = 55,81^{**}$; $\text{SEE} = 7,72$

Todas las ecuaciones fueron significativas a $P < 0,001$ y $P < 0,01$. El valor de la máxima degradación de MO (A) y la constante de la velocidad de degradación (k) estuvieron por encima del intervalo encontrado por Bustamante y col. (2008) (A : 54,5–74,4 % y k : 0,0048–0,0085). El empleo de TOM en la pila 2 disminuyó el valor de A y la velocidad de degradación de la MO, como puede observarse de su menor valor de k y del producto de A

× *k*. Este hecho pudo deberse probablemente al mayor carácter ligno-celulósico de TOM, el cual también contiene los pedúnculos y restos de tallo de las plantas de tomate. En ambas pilas, los valores de pH aumentaron a lo largo del proceso (Tabla 1), debido principalmente a la degradación de compuestos de carácter ácido tales como grupos fenólicos y carboxílicos, y a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco. Diferentes autores han observado que la degradación de la MO produce un incremento de la CE, debido a la producción de compuestos inorgánicos y al incremento relativo de la concentración de iones como consecuencia de la pérdida de peso de la pila (Bustamante y col., 2008). Sin embargo, en este trabajo los valores de la CE disminuyeron significativamente durante el proceso de compostaje en ambas pilas, lo cual puede ser atribuido al lixiviado de sales como consecuencia de los riegos o a la lluvia. Este hecho contribuyó a que los compost obtenidos tuvieran un contenido de sales muy por debajo del valor recomendado para compost según las directrices USA (CE<5 dS/m; US Composting Council, 2001). La relación C_{OT}/N_T disminuyó durante el proceso de compostaje, desde valores iniciales de 29,8 y 28,1 a valores finales de 18,1 y 18,2 en las pilas 1 y 2, respectivamente (Tabla 1). Esta disminución se debió a la pérdida de carbono orgánico, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, y al aumento relativo de la concentración de nitrógeno debido a la pérdida de peso. De acuerdo con la relación C/N se podría considerar que ambos compost alcanzaron un nivel aceptable de madurez, según Bernal y col. (2009) (C/N<20).

El IG aumentó durante el proceso de compostaje, desde valores iniciales de 2,6 y 0,1 % hasta valores finales 86,6 y 70,3 % en las pilas 1 y 2, respectivamente (Tabla 1). Los valores iniciales de este parámetro en ambas pilas fueron muy bajos debidos posiblemente a la alta salinidad de las mezclas iniciales y al alto contenido de polifenoles solubles (dato no mostrado). Sin embargo, los valores finales alcanzados de IG indicaron que la aplicación al suelo de estos compost no producirá efectos adversos sobre las plantas, ya que el IG estuvo por encima del valor indicativo de la presencia de fitotoxicidad (IG<50 %) (Zucconi y col., 1981).

Tabla 1. Evolución de parámetros físico-químicos, químicos y biológicos durante el proceso de compostaje (datos referidos a materia seca).

<i>Pila 1: residuos de brócoli + gallinaza + serrín</i>							
Días	pH	CE (dS/m)	MO (%)	C_{OT} (%)	N_T (%)	C_{OT}/N_T	IG (%)
0	7,1	4,10	69,5	36,4	1,23	29,8	2,6
20	8,7	3,78	48,0	25,4	1,11	23,0	20,5
34	8,4	3,22	43,5	19,8	0,92	21,6	52,5
54	8,4	2,78	28,2	18,7	0,96	19,5	63,2
69	8,5	2,35	32,8	17,2	0,96	18,1	75,5
maduro	8,4	2,50	24,1	16,3	0,92	18,1	86,6
LSD	0,2	0,11	2,6	1,3	0,11	1,7	11,2
<i>Pila 2: residuos de tomate + gallinaza + serrín</i>							
Días	pH	CE (dS/m)	MO (%)	C_{OT} (%)	N_T (%)	C_{OT}/N_T	IG (%)
0	8,0	6,48	64,5	35,9	1,29	28,1	0,1
20	8,0	6,30	59,6	33,7	1,23	27,5	17,0
31	8,7	4,78	48,4	28,8	1,23	23,5	9,5
44	8,9	3,55	47,6	26,8	1,15	23,4	15,1
69	8,9	3,38	46,0	25,5	1,25	20,5	70,8
maduro	8,9	3,52	31,9	28,6	1,60	18,2	70,3
LSD	0,2	0,24	1,4	2,6	0,09	2,4	1,7

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; C_{OT} : carbono orgánico total; N_T : nitrógeno total; IG: índice de germinación; LSD: mínima diferencia significativa a $P < 0.05$

4. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se puede concluir que el co-compostaje de residuos hortícolas con gallinaza y serrín puede considerarse como un método eficiente, para la obtención de compost con características adecuadas para su empleo agrícola y, en consecuencia, para el reciclado de estos residuos. El aumento de la temperatura conseguido permite asegurar la higienización del compost obtenido. También, ambos compost presentaron unos niveles de salinidad compatibles con el crecimiento vegetal, y unos valores finales de la relación $C_{OT}/N_T < 20$ y del índice de germinación > 50 %, indicativos de la estabilización y humificación de la materia orgánica y de la reducción de la fitotoxicidad durante el compostaje.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alkoaik F., Ghaly A.E., 2006. Influence of dairy manure addition on the biological and thermal kinetics of composting of greenhouse tomato plant residues. *Waste Manage.* 26, 902-913.
- Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.* 100, 5444-5453.
- Bustamante M.A., Paredes C., Marhuenda-Egea F.C., Pérez-Espinosa A., Bernal M.P., Moral R., 2008. Co-composting distillery wastes with animal manure: carbon and nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72, 551-557.
- CEPAL, 2013. Anuario Estadístico de América Latina y el Caribe. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- European Commission, 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=6869> (fecha de consulta: 25/ 06/2014).
- FAO, 2012. FAOSTAT. <http://www.fao.org> (fecha de consulta: 02/06/2014).
- Jurado M.M., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López M.J., López-González J.A., Moreno J., 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J. Environ. Manage.* 133, 355-364.
- US Composting Council, 2001. Field guide to compost use. http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf (fecha de consulta: 26/06/2014).
- Vargas-García M.C., 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.
- 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.
- Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertoldi M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22, 54-57.

ENSAYO PILOTO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS URBANOS EN LA REGIÓN DEL CHIMBORAZO (ECUADOR)

Janneth Jara-Samaniego¹, Raúl Moral^{2*}, M^a Dolores Pérez-Murcia², Concepción Paredes², M^a Ángeles Bustamante², Aurelia Pérez-Espinosa², Irene Gavilanes-Terán², Antonio Marín-Martínez²

¹Escuela Superior Politécnica de Chimborazo

EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador

²Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

*E-mail: raul.moral@umh.es

Resumen: En este trabajo se estudia el compostaje como método de reciclaje de los flujos orgánicos procedentes de la recogida de residuos urbanos en vertederos, de residuos de mercados y de restos de podas representativos de la región de Chimborazo (Ecuador). El experimento incluyó 6 pilas de compostaje de 1000 kg. Las pilas 1, 2 y 3 fueron formadas con residuos municipales (RM) del vertedero de Riobamba (1: RM sin clasificar; 2 RM sin papel, cartón, plásticos y metales retirados por los minadores de la zona y 3: RM sólo fracción orgánica). La pila 4 se formó con residuos de mercado separados en origen de residuos vegetales (lechuga, repollo, maíz, frijoles, guisantes, coliflor, zanahorias, cilantro, apio, tomate) y residuos de frutas (naranja, manzana, plátano, piña, coco, sandía). La pila 5 se preparó con una mezcla de residuos de mercado y residuos de poda (*Acacia*, *Ficus*, *Populus* y herbáceas-cespáceas) a una relación 1:4 peso/peso sobre materia fresca. Finalmente, la pila 6 contiene mezcla de *Lantana cámara* y restos de poda en proporción 1:2 peso/peso sobre materia seca. Las pilas se compostaron mediante el sistema de pila móvil con aireación mediante volteos. Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura, pH, conductividad (CE), pérdida de materia orgánica (MO), relación C/N y el índice de germinación (IG). El compostaje se demostró como un proceso adecuado para la correcta higienización de los flujos residuales de la zona de estudio obteniendo unos productos finales homologables a los obtenidos en procesos industriales de compostaje de RM a nivel español.

Palabras clave: residuos municipales, jardinería urbana, compost, calidad, Chimborazo.

1. INTRODUCCIÓN

Algunos países de América Latina y el Caribe, entre los que se encuentra Ecuador, están realizando esfuerzos significativos en la gestión de residuos municipales durante los últimos años. Se ha mejorado la cobertura de algunos servicios como recogida y disposición en rellenos sanitarios adecuados, pero la falta de sostenibilidad financiera frena los logros en este sector. Así, las actividades de reducción, recuperación y reciclaje de residuos, tales como uso del biogás, recolección selectiva, compostaje, reciclado de materiales y tratamiento térmico con recuperación de energía son muy incipientes.

En Ecuador la producción de residuos urbanos es de 0,71 kg hab⁻¹ día⁻¹, siendo la población urbana la que mayor cantidad genera (Tello y col., 2011). Las prácticas inadecuadas de disposición de los residuos urbanos, mediante su arrojo a quebradas y ríos, están produciendo graves problemas de contaminación en regiones como la del Chimborazo donde varios ríos se encuentran contaminados. Ante esta situación, el compostaje de la fracción orgánica de los residuos urbanos se postula como un método de tratamiento adecuado, por su sencillez y fácil y rápida implantación. Así, se consigue desviar grandes cantidades de materia orgánica destinada a vertedero, con la consiguiente disminución de emisiones de gases de efecto invernadero y aumento del tiempo de vida útil de los vertederos, a la vez que se obtiene compost utilizable como enmendante de suelos. En el área de estudio,

región de Chimborazo (Ecuador), Jara-Samaniego y col. (2014) observaron elevada variabilidad en la composición de los RM dependiendo del tipo de gestión del sistema.

En este trabajo se estudia el compostaje como método de reciclaje de los flujos orgánicos procedentes de la recolección de residuos urbanos en vertederos, de residuos de mercados y de restos de podas utilizando diferentes escenarios de compostaje monoingrediente y co-compostaje en función de la potencial gestión industrial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en la Facultad de Ciencias de la Escuela Politécnica Superior del Chimborazo (Ecuador) con la preparación de seis pilas de compostaje con diferentes residuos urbanos. Las pilas 1, 2 y 3 fueron formadas con los residuos municipales (RM) procedentes del vertedero de la ciudad de Riobamba. Se trata de un flujo residual no clasificado (materia orgánica, 64,7 %; plástico, 13,6 %; papel y cartón, 12,9 %; vidrio, 2,0; metales, 2,0 %; otros, 4,8 %). La pila 1 fue elaborada con el RM de entrada al vertedero incluyendo todos los impropios. La pila 2 fue elaborada con la fracción orgánica del RM (FORM-a) después de clasificación manual de elementos valorizables (papel, cartón, plásticos y metales) realizada por los minadores de la zona. La pila 3 fue elaborada realizando una separación secundaria de la FORM-a con la eliminación total de impropios (FORM-b). La pila 4 se formó con residuos de mercado que entran de forma separada al vertedero y que están compuestos de residuos vegetales (lechuga, repollo, maíz, frijoles, guisantes, coliflor, zanahorias, cilantro, apio, tomate) y residuos de frutas (naranja, manzana, plátano, piña, coco, sandía). La pila 5 se preparó con una mezcla de residuos de mercado y residuos de poda (Acacia, Ficus, Populus y hierba de actividades de jardinería urbana) en la proporción 1:4 p/p smf. Finalmente, la pila 6 contiene mezcla de *Lantana camara* y restos de poda en la proporción 1:2 p/p smf.

Las pilas elaboradas (aprox. 1000 kg y 2 x 3 x 1,5 m) se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. La temperatura (nunca superior a 65 °C) y la humedad (nunca inferior al 40 %) se controlaron añadiendo el agua necesaria y volteando la muestra. La fase bio-oxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la del ambiente y a continuación se dejó las mezclas madurar en reposo, por un periodo de dos meses. Las densidades aparentes iniciales de cada pila fueron 0,16; 0,21; 0,26; 0,29; 0,20 y 0,26 kg/L y las relaciones C/N iniciales fueron de 22,4; 24,0; 28,3; 18,7; 25,8; 24,4 respectivamente. Se estudió la evolución de la temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), pérdida de materia orgánica (MO), relación C/N y el índice de geminación (IG) de acuerdo a los métodos analíticos descritos en Paredes y col. (2000).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evolución del proceso de compostaje

Todos los procesos de compostaje se desarrollaron de forma simultánea durante 97 días de fase bio-oxidativa (Figura 1), momento en que todos los procesos verificaron un diferencial sostenido durante 15 días de menos de 10 °C entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiental (salvo las pilas 5 y 6). La fase termófila en todos los escenarios tuvo un carácter continuo una vez que se alcanzó. La eliminación de impropios en las pilas 2 y 3 respecto a la pila 1 favorece una mayor intensidad (temperatura y duración) de la fase termófila (Tabla 1), tanto en exotermia acumulada como en días en fase termófila, aunque la temperatura máxima no varía sensiblemente puesto que los impropios ejercen una cierta acción estructurante. La pila 4, procedente de materia orgánica muy clasificada procedente de verdura y fruta muestra el mayor pico térmico, probablemente asociado a elevada tasa de azúcares y carbono hidrosoluble. La incorporación de poda leñosa (pilas 5 y 6) hace prolongar

el proceso de compostaje con un perfil térmico bajo pero persistente y similar a sistemas de compostaje de restos de jardinería urbana en países desarrollados, con el que coinciden en muchas de las especies vegetales usadas.

Tabla 1. Características de los procesos de compostaje ensayados

Parámetro	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4	Pila 5	Pila 6
Número días fase termófila (>40 °C)	25	23	42	42	52	79
Temperatura máxima	63,0	60,8	62,3	66,0	59,4	55,0
Exotermia acumulada ¹	1885	2077	2431	2508	2392	2565

¹incremento °C frente T° ambiental durante periodo estudio.

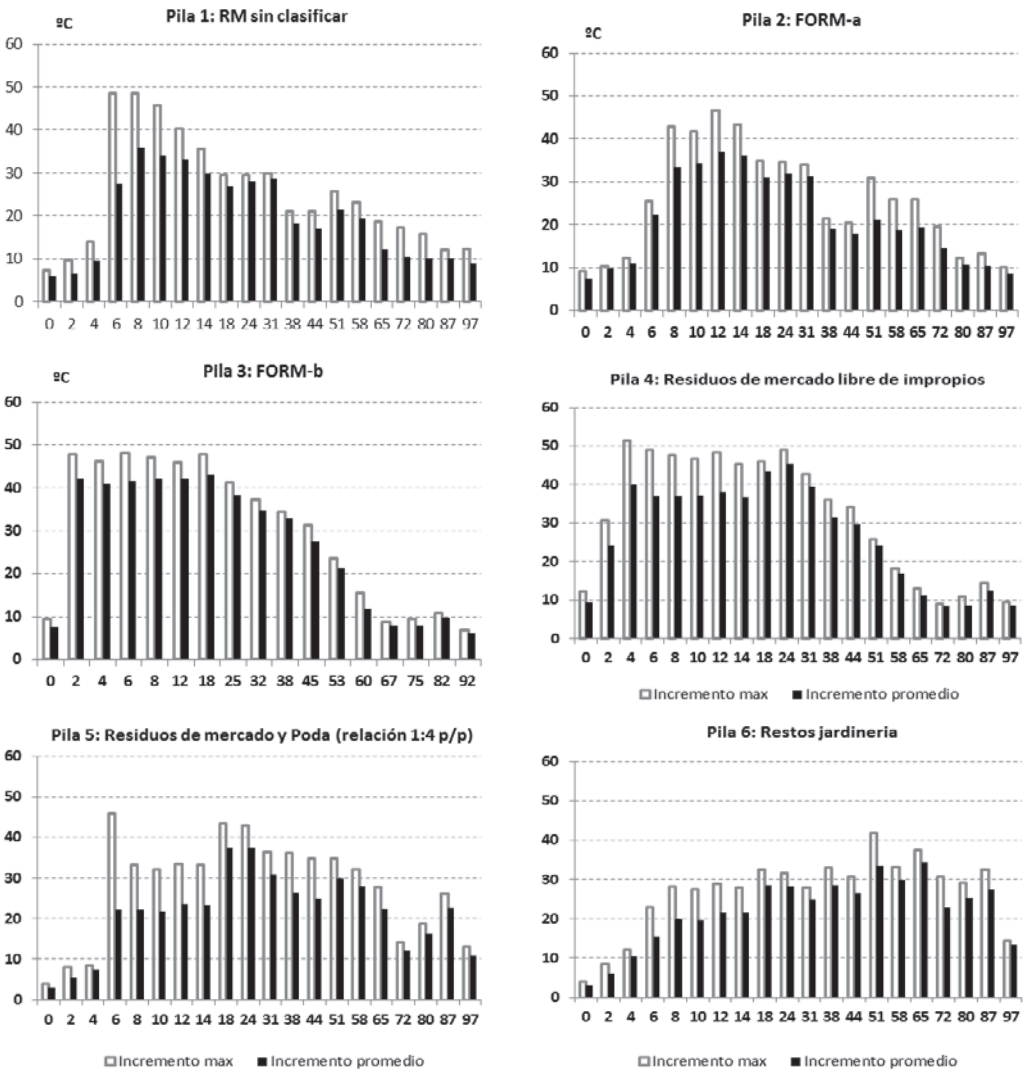


Figura 1. Incremento térmico frente a temperatura ambiental en cada escenario de compostaje propuesto en el experimento.

3.2. 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 levemente superiores a la neutralidad. Los valores de conductividad eléctrica fueron bajos comparados con compost comerciales homologables, probablemente debido al lavado de sales producido por la elevada pluviometría de la zona (144 L/m² durante el periodo de estudio) y el sistema abierto utilizado. Todos los composts mostraron contenidos notables de C orgánico total y de materia orgánica, superiores a los valores mínimos establecidos por la legislación española y por las directrices europeas y asimilables a los alcanzados en plantas de compostaje industriales en España (Huerta-Pujol y col., 2011). Los valores de la relación C/N oscilaron entre 12,38 y 16,61, siendo inferior a 20, el valor límite fijado por la legislación española (BOE, 2013).

Destaca la eficiencia en la degradación de la materia orgánica residual, con descensos de la relación C/N asociados al compostaje que superan el 32 % en todos los escenarios y alcanzan el 40 % para los compostajes con restos de poda (pila 5 y 6). Lopez y col. (2010) observan diferencias significativas para esta relación entre la separación en planta (20,0) y la separación en origen (17,0), probablemente más dependiente del aumento de las especies nitrogenadas que aumentan significativamente en el último escenario (un 44 % mayor).

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

Parámetro	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4	Pila 5	Pila 6
pH	7,82	7,83	8,38	8,73	8,80	8,46
CE (dS m ⁻¹)	1,76	1,37	1,72	1,80	1,24	1,63
MO (%)	42,1	43,3	46,8	55,0	59,7	56,2
C _{OT} (%)	24,4	25,1	27,1	31,9	34,6	32,6
Nt (%)	1,60	1,62	1,63	2,58	2,26	2,22
Ratio C/N	15,3	15,5	16,6	12,4	15,3	14,7
P ₂ O ₅ (%)	0,76	0,76	0,87	1,04	0,98	0,79
K ₂ O (%)	1,24	1,29	1,41	3,47	1,65	1,04
C extraíble total (%)	6,3	6,0	6,6	8,4	7,9	7,4
C húmicos (%)	3,7	2,8	2,5	3,4	3,1	3,3
C fúlvicos (%)	2,6	3,2	4,1	5,0	4,8	4,1
C hidrosoluble (%)	0,70	0,61	0,44	0,83	0,83	0,92
Polifenoles hidrosolubles (mg kg ⁻¹)	164	124	213	145	210	165
CCC (meq 100g ⁻¹ MO)	127	134	155	128	118	108
IG (%)	59,5	74,1	80,7	76,8	77,6	68,7

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

La concentración de macronutrientes NPK es homologable a otros compost desarrollados a partir de residuos municipales. Cuando la fracción orgánica es no diferenciada (pilas 1 a 3), el contenido en N se sitúa en torno a 1,6 % de N. El compost elaborado con residuos vegetales-frutícolas (pila 4) marca el valor máximo a nivel de contenido NPK. 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 %, únicamente el compost desarrollado a partir de RM incluyendo impropios parece conservar valores potencialmente limitantes de la producción vegetal. Los contenidos de polifenoles hidrosolubles finales son bajos aunque estos materiales presentan elevados contenidos iniciales (superiores a 14000

mg kg⁻¹ para el compost elaborado con restos vegetales-frutícolas). En este punto se observan correspondencias con los compost elaborados a partir de restos vitivinícolas, siendo composts potencialmente supresivos de fitopatógenos (Suarez-Estrella y col., 2012). La capacidad de intercambio catiónico se sitúa en valores superiores a 100 meq 100g⁻¹ MO para todos los compost, destacando el aumento de este parámetro a medida que la fracción orgánica de los RM se encuentra mejor clasificada y con menor porcentaje de impropios. 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 (datos no mostrados), mostrando ausencia de *Salmonella* y contenidos de *E. coli* inferiores al límite fijado por la legislación española (BOE, 2013).

4. CONCLUSIONES

El compostaje mediante diferentes estrategias de residuos municipales en la región del Chimborazo (Ecuador) se ha demostrado un proceso adecuado para la correcta higienización de los flujos residuales de la zona. Destaca los elevados contenidos fertilizantes NPK del compost elaborado con restos hortícolas y frutícolas procedente del canal mercado, con potenciales efectos fitosupresivos. Los restos de jardinería urbana conforman compost similares a los elaborados en países europeos al utilizar en éstos, especies vegetales oriundas de Latinoamérica.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Huerta-Pujol O., Gallart M., Soliva M., Martínez-Farré F.X., López M., 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recy.* 55, 1095-1099.
- Jara-Samaniego J., Moral R., Perez-Murcia M.D., Paredes C., Gálvez-Sola L., Gavilanes-Terán I., Bustamante M.A., 2014. Urban waste management and its potential agricultural use in South American developing countries: a case study of Chimborazo region (Ecuador). *Commun. Soil Sci Plan.* En prensa.
- López M., Soliva M., Martínez-Farré F.X., Fernández M., Huerta-Pujol O., 2010. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recy.* 54, 222-228.
- Paredes C., Roig A., Bernal M.P., Sánchez-Monedero M.A., Cegarra J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32, 222-227.
- BOE, 2013. *Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes*. BOE núm. 164, de 10 de julio de 2013, pp. 51119-51207.
- Suárez-Estrella F., Bustamante M.A., Moral R., Vargas-García M.C., López M.J., Moreno J., 2012. In vitro control of Fusarium wilt using agroindustrial subproduct-based composts. *J. Plant Pathology*, 94, 59-70.
- Tello P., Martínez E., Daza D., Soulier M., Terraza H., 2011. Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina 2010 y el Caribe. <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=36466973> (fecha de consulta: 31 de Julio de 2013)

INFLUENCIA DEL pH EN EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LODOS DE EDAR Y RESIDUOS AGROINDUSTRIALES. INHIBICIÓN POR ACUMULACIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

Rocío Montañés*, Montserrat Pérez, Rosario Solera

Departamento de Tecnología del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), España.

**E-mail: rocio.montanes@uca.es*

Resumen: La productividad de los digestores anaerobios de residuos se puede potenciar y mejorar mediante la adición de co-sustratos fácilmente biodegradables como el lixiviado de cosetas de remolacha, sin embargo en algunas investigaciones se ha observado inhibición del proceso de la co-digestión anaerobia. En este estudio, se utilizaron reactores anaeróbicos discontinuos con el fin de determinar la biodegradación anaeróbica y el potencial de generación de biogás de lodos de depuradora y lixiviado de coseta de remolacha azucarera. Dado que la pulpa de remolacha azucarera es un desecho de la planta de remolacha tras de procesamiento de la misma para la producción de azúcar, que se sabe que son adecuados para la degradación biológica, este estudio tuvo como objetivo investigar los posibles beneficios de la co-digestión, así como la digestión por separado de estos residuos.

Palabras clave: co-digestión anaerobia termofílica, biodegradabilidad, reactores batch, ensayos de biometanización.

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de los lodos de depuradora mediante digestión anaerobia es una técnica consolidada en todo el mundo. Actualmente se fomenta el proceso de co-digestión de los lodos de depuradora y diferentes residuos como técnica para optimizar el funcionamiento del proceso. La pulpa de remolacha es un residuo que se utiliza actualmente o bien como alimento animal o bien se lleva a vertederos. No obstante, por sus características, podría utilizarse en el proceso de co-digestión de lodos de EDAR para mejorar la eficiencia en la generación de biogás.

La eficiencia de la digestión anaerobia depende, en gran medida, de las características de los residuos, además de la configuración del reactor y otros parámetros operativos: temperatura, carga orgánica, sólidos y contenido de nutrientes parámetros que afectan a la degradación anaeróbica.

Los ensayos de biometanización se utilizan para determinar el potencial de generación de metano de los residuos objetos de estudio. Éstos se llevan a cabo durante un periodo de tiempo suficiente para que el carbono contenido en el sustrato sea convertido en biogás. A este punto final del ensayo se considera que se llega cuando la producción de biogás es similar al generado por el reactor control. El reactor control es el reactor al que no se le ha añadido sustrato (Raposo y col., 2001).

Los pH máximos tolerables de microorganismos son dependientes de la temperatura de funcionamiento. No existe una teoría concluyente para explicar el papel de pH y su relación con el rendimiento en la generación de metano que en ocasiones se considera asociada con la concentración de ácidos grasos volátiles y la alcalinidad del medio (Gaudy y Guerin, 1982).

El seguimiento de los ácidos grasos volátiles (AGVs), que implica el seguimiento de los ácidos grasos de cadena corta, se aplica ampliamente como un indicador de estrés en los procesos de digestión anaeróbica y su acumulación daría lugar a caídas de pH e inhibición del proceso de co-digestión. (Ahring y col., 1995; Gujer y Zehnder, 1983; McCarty, 1964).

En este trabajo se estudia el efecto del pH y de los AGV en la co-digestión de lodos de EDAR con lixiviados de pulpa de remolacha. Para ello se llevaron a cabo ensayos de biometanización (MPB) con el fin de evaluar la influencia del pH sobre el proceso de co-digestión en rango termofílico (55 °C).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipos utilizados

La digestión anaerobia de lodos de EDAR y lixiviado de coseta de remolacha conjunta y separada se llevaron a cabo en frascos de 250 ml con un volumen efectivo de 130 ml.

Los digestores se cargaron inicialmente con una mezcla de inóculo y sustrato, resultando en una concentración final de 40 % p/p de inóculo, que se considera óptimo para la producción de biogás y la aclimatación de los sustratos. A continuación, se añadieron los residuos a los reactores en diferentes cantidades para dar proporciones lodos/lixiviado en el rango de 0,25, 0,5 y 0,75 (Tabla 1). Reactores control, que sólo contienen inóculo, se incubaron también para determinar la producción de biogás generado por el inóculo.

Antes de la incubación, los reactores se purgaron con 100 % de N₂ durante 3-4 min a para conseguir condiciones anaerobias. A continuación, los reactores se cerraron con tapones de silicona de rosca. Finalmente, los reactores se incubaron en un baño a temperatura controlada de 55 °C. La agitación se realizó manualmente 2 veces al día.

Tabla 1. Condiciones del ensayo y caracterización del efluente.

	100 % lodos 1-1	75 % lodos- 25 % lix 1-2	50 % lodos- 50 % lix 1-3	25 % lodos- 75 % lix 1-4	100 % lix 1-5
pH inicial	5,5	5,0	5,4	5,6	5,7
Alcalinidad inicial (kg CaCO ₃ /m ³)	1,9	1,9	2,1	2,9	2,4
Acidez total inicial (mg H-Ac/L)	1.617	2.059	4.195	3.767	4.820
pH final	5,8	5,8	5,9	6,0	6,2
Alcalinidad final (kg CaCO ₃ /m ³)	1,2	2,3	2,9	2,9	2,9
Acidez total final (mg H-Ac/L)	3.767	4.820	4.469	4.513	5.605
% SV eliminados	1.9	4.3	11.9	1.4	18.3

2.2. Técnicas analíticas

Los sólidos y la alcalinidad de las muestras fueron determinados de acuerdo a lo establecido en el Standar Methods (APHA, 1995). Los ácidos grasos (AGV) y la composición del biogás fue determinada por cromatografía (Riau y col., 2010; Zahedi y col., 2013). El pH fue medido usando un pH-metro Crisol 20 Basic.

2.3. Condiciones ensayadas en el proceso de co-digestión

Todas las mezclas ensayadas se realizaron en reactores por duplicado y los resultados presentados son valores promedio.

- Condición 1: 100 % lixiviado de cosetas de remolacha
- Condición 2: 75 % lixiviado de cosetas de remolacha y 25 % lodos de EDAR
- Condición 3: 50 % lixiviado de cosetas de remolacha y 50 % lodos de EDAR
- Condición 4: 25 % lixiviado de cosetas de remolacha y 75 % lodos de EDAR
- Condición 5: 100 % lodos de EDAR

Además de estos 10 reactores, se emplearon 2 reactores de referencia con 130 ml de inóculo (blancos).

Los ensayos se mantuvieron hasta que la producción de metano cesaba o era suficientemente baja como para no producir variación en la curva de producción acumulada de metano.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra las curvas de acumulación de metano para los ensayos realizados. La Tabla 1 muestra los datos medidos al inicio y final del ensayo de biodegradabilidad. En el ensayo se observó una baja producción de metano (ml CH_4) y escasa reducción de sólidos volátiles (% CH_4 eliminado) en todos los reactores. Estos resultados pueden ser debidos a la inhibición en el ensayo a causa del pH. Éste está fuera del rango de trabajo de las bacterias metanógenas y se encuentra relacionado con los elevados niveles de ácidos grasos volátiles en los residuos al comienzo del ensayo.

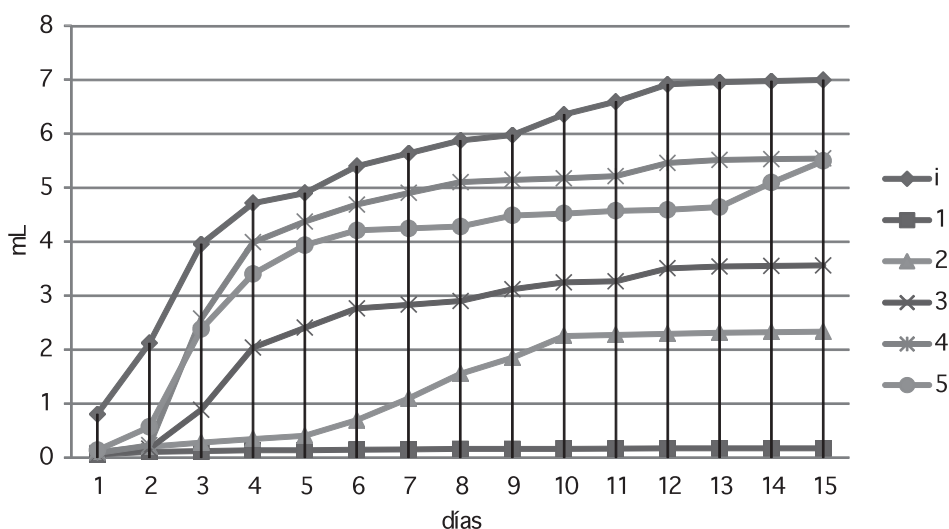


Figura 1. Curva de metano acumulado

La acidez total en los reactores se mantuvo con valores muy altos a lo largo del tiempo de ensayo, debido a la inhibición observada. Estas altas concentraciones de ácidos grasos volátiles tienden a producirse con frecuencia en el efluente de digestores anaeróbicos debido a distintas causas tales como una sobrecarga del digestor, presencia de compuestos tóxicos y a cambios en la temperatura o el pH. Un pH bajo estimula la actividad acidogénica (producción de ácidos) e inhibe la actividad metanogénica (consumo VFA). Este fenómeno podría explicar los elevados valores de ácidos grasos volátiles al final de los ensayos.

4. CONCLUSIONES

Los elevados valores de ácidos grasos volátiles en los sustratos ensayados, junto con unos valores de pH fuera del rango de trabajo de las bacterias metanógenas, producen inhibición en la generación de metano en los reactores.

Como consecuencia de la inhibición observada, los rendimientos de eliminación de materia orgánica son bajos, por lo que se puede concluir que el proceso de digestión anaerobia no se ha completado, desarrollándose únicamente la etapa acidogénica.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Ahring, B.K., Sandberg, M., Angelidaki, I., 1995. Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 43, 559–565.
- APHA–AWWA–WPCF, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington, DC. 3019–3027.
- Gaudy R., Guerin J.P., 1982. Population dynamics of *Tisbe holothuriae* (Copepoda; 278 Harpacticoida) in exploited mass cultures. *Netherlands J. Sea Res.* 16, 208–216.
- Gujer W, Zehnder A.J.B., 1983. Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 15, 127–167.
- McCarty P.L., 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part two: environmental requirements and control. *Public Works* 95, 123–126.
- Riau V., De la Rubia M.A., Perez M., 2010. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of sewage sludge. A discontinuous study. *Bioresource Technol.* 101, 65–70.
- Raposo F., De la Rubia M.A., Fernández-Cegri V., Borja R., 2001. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable Sustainable Energy Reviews* 16, 861–877.
- Zahedi S., Sales D., Romero, L.I., Solera R., 2013. Hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic thermophilic acidogenesis: influence of organic loading rate and microbial content of the solid waste. *Bioresource Technol.* 129, 85–91.

Agradecimientos: Los autores desean expresar su agradecimiento Proyectos de Excelencia de la Junta de Andalucía, concretamente a través del proyecto de investigación de referencia ref. P09-TEP-5275, financiado por fondos FEDER, Enero 2010-Diciembre 2013.

BIODEGRADACIÓN E HIGIENIZACIÓN DE SARMIENTOS DE VID EN BIODIGESTOR CERRADO DISCONTINUO

M. Sánchez Báscones*, P.M. Matei, M.T. Martín Villullas,
L.M. Navas Gracia, M.A. Díez Gutiérrez

E.T.S.I.A. Universidad de Valladolid, Av. Madrid, 44, Palencia, 34004, Spain

*E-mail: msanchez@agro.uva.es

Resumen: El residuo más importante en las industrias enológicas son los sarmientos obtenidos en la poda en seco de las cepas. Este tipo de residuos pueden albergar hongos fitopatógenos de la madera que posteriormente pueden ser una fuente de inóculo en la propagación de enfermedades si son abandonados en la propia viña. El compostaje en compostadores cerrados permite el establecimiento de temperaturas termófilas y la aeración necesarias para conseguir la higienización de los restos de la poda de la vid; el parámetro utilizado para el control del proceso ha sido la temperatura alcanzada en el interior de la masa. Los sarmientos son residuos lignocelulósicos, cuya estructura no se ve modificada en el transcurso del proceso de compostaje cuando los valores de temperatura son inferiores a 50 °C y, por ello, se han mezclado con gallinaza que contribuye, en gran medida, al aumento de temperatura hasta valores de 70 °C. El biodigestor dispone de un sistema de aireación que ha permitido mantener las condiciones aerobias, optimizando los ciclos de aireación a valores de 5 minutos cada 24 horas. Inicialmente, del total de sarmientos inoculados introducidos en el biodigestor, el 58,3 % dieron positivo al hongo *Diplodia seriata* y, transcurridos 14 días, todos los sarmientos analizados dieron negativo así como las muestras analizadas posteriormente lo cual fue indicativo de que la desinfección se había producido en su totalidad no observándose reinfecciones posteriores. Finalizado el proceso de compostaje se ha observado un oscurecimiento tanto interno como externo de los sarmientos así como el desprendimiento de la corteza, síntomas claros del elevado nivel de descomposición alcanzado.

Palabras clave: Enfermedades de madera, yesca, hongos asociados a los decaimientos de la vid.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento de las enfermedades fúngicas que provocan la podredumbre de la madera de la vid en plantas jóvenes y adultas sigue siendo una preocupación para el sector vitivinícola. La yesca es sin duda la enfermedad más conocida.

Son ya varias las publicaciones que sostienen que las plantas procedentes de los viveros estén afectadas (Edwards y Pascoe, 2004; Halleen y col., 2003; Aroca y col., 2006). Probablemente los viveristas multipliquen y vendan plantas afectadas sin saber que lo están. Es decir que las plantas madres podrían estar afectadas en algunos casos aunque no manifiestan síntomas (Martin y col., 2013). Además como aseguran algunos autores las plantas se contaminan en el largo proceso de producción en los viveros (Jaspers y Mostert, 2008; Gramaje y col., 2009; Herche y Gubler, 2010). Varias líneas de trabajo están desarrollando métodos que mejoren la multiplicación de plantas en vivero con menos problemas fitosanitarios (Bleach y col., 2008; Gramaje y col., 2010).

La eliminación de microorganismos patógenos mediante compostaje está muy documentada, dependiendo de la combinación tiempo-temperatura, una vez superada una temperatura mínima de inactivación. En este experimento se utiliza un sistema en dos etapas; las elevadas temperaturas alcanzadas en la primera etapa dentro del biodigestor y el tiempo de actuación junto con el proceso de mezclado que tiene lugar al pasar a la segunda fase, hacen que no quede ninguna porción del material que no haya experimentado la higienización (Conner y Blake, 1990; Murphy, 1990; Schwartz, 1993; Senne y col., 1994; Suarez y col., 2002; Hess y col., 2004). EPA (2002) considera suficiente mantener una temperatura mínima de

55 °C durante 3 días o 15 días en compostaje (clase A), o un mínimo de 40 °C durante 5 días (clase B); además, durante 4 horas, la temperatura en la masa que composta debe exceder de 55 °C. Además, durante el último período de maduración se forman compuestos antimicrobianos que contribuyen a esa eliminación (Haug, 1993). Por último, una competencia por los alimentos, actúa en perjuicio de los microorganismos patógenos.

El objetivo del trabajo es la utilización del compostaje de los restos de poda para la eliminación del reservorio de hongos patógenos que causan el decaimiento de la vid (*Diplodia seriata*).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El proceso se realiza en un biodigestor cerrado original diseñado por el equipo compuesto de dos partes fundamentales: módulo BOX-COMPOST, envoltorio contenedora de los biodigestores (Fotografía 1) y dispositivo COMPOSTRONIC, encargado del acondicionamiento de temperatura y humedad del material tratado y el control automático de todo el proceso. Se realiza un control continuo de temperatura mediante un dispositivo data logger dotado de registradores de datos de la familia U12 de 12-bit para Exterior: HOBO U12 de 4 Canales Externos con caja para intemperie, capacidad 64K-43000 medias de 12 bit, comunicación USB directa con el PC y sensores externos de temperatura para la familia de registradores U12 y software para la familia HOBO.



Fotografía 1. Vista exterior del biodigestor utilizado en el proceso

Las experiencias se han realizado, a escala real, utilizando sarmientos triturados procedentes de poda de vid y proporcionados por un gestor que los comercializa. Como material rico en nitrógeno se ha utilizado la cama, procedente de una explotación avícola, consistente en una mezcla de material de cama original (serrín) y deyecciones sólidas y líquidas de los animales durante el ciclo productivo; a este material lo denominaremos gallinaza.

Se han analizado los materiales de partida (Tabla 1) para determinar sus contenidos en carbono, nitrógeno y relación C/N (analizador automático LECO CHN 2000), lo que permitió optimizar las proporciones de mezcla en peso (gallinaza/sarmientos: 2/1) así como su disposición en el compostador en 36 capas para facilitar su biodegradación, comenzando en la parte inferior con una capa de paja para absorber los posibles lixiviados y continuando el llenado con capas alternando gallinaza (30-35 kg) y sarmientos sin inocular (15-17 kg)

hasta llegar a la capa final de gallinaza. En total se introdujeron 399 kg de gallinaza y 190 kg de sarmientos triturados. Los 100 sarmientos inoculados con el hongo *Diplodia seriata* se repartieron sobre las capas 15, 17, 19 y 23 de sarmientos sin inocular (25 sarmientos en cada una) y se marcaron con pintura verde y bridas blancas para permitir su extracción del biodigestor y posterior análisis. Se adicionó agua en cada capa de sarmientos para proporcionar un valor de humedad del 50 %, se procedió a la colocación de sondas de temperatura y, finalmente, se activó el sistema de ventilación a 5 min cada 24 horas.

Tabla 1. Contenido de C y N del material inicial.

Muestra	Carbono	Nitrógeno	Relación C/N
Sarmientos	43,75	0,6856	63,81
Gallinaza	33,49	2,870	11,66

La experiencia se inició el 3 de mayo de 2013 y se dio por finalizada el 19 de julio de 2013. Dada la pérdida de humedad por evaporación, se efectuaron riegos en las siguientes fechas: 4, 8, 17 y 24 de mayo, 14, 24 y 28 de junio y el 12 de julio.

Se han recogido muestras de sarmientos inoculados después de 14, 21, 27, 43, 50, 57, 64, 71, 78 días. De cada sarmiento extraído se cortan 6 astillas que se colocan en placas Petri con medio de cultivo MEA (malta extracto agar) y se van leyendo con regularidad para identificar la presencia bacterias y diferentes hongos, en este caso *Diplodia seriata*.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se representa la evolución de la temperatura durante el proceso así como la influencia de los riegos efectuados para compensar la pérdida de humedad producida por las altas temperaturas alcanzadas. Puesto que las sondas permitían la monitorización de las temperaturas alcanzadas por toda la masa; las temperaturas mayores en todas las sondas se consiguen durante los días 3, 4, 5 y 6 posteriores al inicio del proceso y siempre son superiores en las sondas colocadas en la parte superior del biodigestor: mayores valores para T2 y los menores para T1; las sondas T3 y T4 marcan valores intermedios. Es de destacar la elevada temperatura alcanzada hasta el vaciado, lo que garantizaría la higienización del producto. En los dos momentos puntuales en que la temperatura ascendió a por encima de 70 °C fue necesario airear para rebajar esos valores.

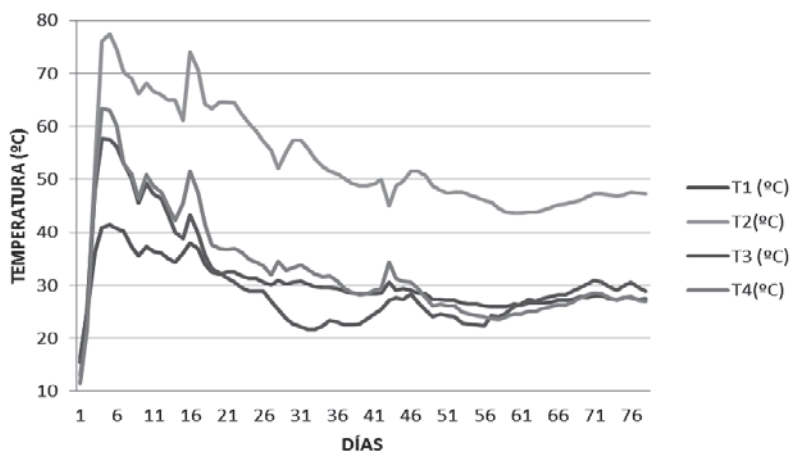


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el compostaje

Finalizado el proceso de compostaje se ha observado un ennegrecimiento tanto interno como externo de los sarmientos así como el desprendimiento de la corteza, síntomas claros del elevado nivel de descomposición alcanzado

En la Tabla 2 pueden observarse los resultados de la identificación de los hongos. En el momento inicial (tiempo 0) el 58 % de los sarmientos inoculados dieron positivo al hongo y a los 14 días todos los resultados fueron negativos, así como las muestras tomadas hasta la finalización del proceso lo cual parece indicar que la destrucción del hongo fue completa no permaneciendo activa ninguna espora que pudiera activarse más tarde y reinfectar la masa. La presencia de otros hongos (*Acremonium*, *Alternaria* y *Penicilium*, entre otros) y bacterias durante todo el proceso es indicativo de que el compostaje sigue realizándose y no se ha producido una esterilización total del material debido a las altas temperaturas alcanzadas en la parte superior del biodigestor, como podría pensarse inicialmente.

Tabla 2. Resultados de la identificación de hongos en sarmientos.

días	Porcentaje encontrado (%)		
	Hongo inoculado <i>Diplodia seriata</i>	Otros Hongos	Bacterias
0	58,3	33,3	0
14	0	3,7	88,8
21	0	19,4	44,4
27	0	16,6	83,3
43	0	42,8	97,6
50	0	25,0	88,3
57	0	19,4	94,4
64	0	54,1	83,3
71	0	38,8	94,4
78	0	69,4	33,3

4. CONCLUSIONES

Las proporciones de mezcla utilizadas (gallinaza/sarmientos, en peso, 2/1) así como la disposición de los materiales en capas dentro del biodigestor han permitido alcanzar elevadas temperaturas durante el compostaje y conseguir un aceptable grado de descomposición de los sarmientos que presentaban un color negro y un desprendimiento de la corteza.

Las temperaturas alcanzadas durante el proceso de compostaje han permitido la eliminación del reservorio de hongos patógenos que causan el decaimiento de la vid (*Diplodia seriata*) sin que se vean afectadas otras colonias de hongos y bacterias.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aroca A., García-Figueres F., Bracamonte L., Luque J., Raposo R., 2006. A survey of trunk disease pathogens within rootstocks of grapevines in Spain. *Eur. J. Plant Pathol.* 115, 195-202.

Bleach C.M., Jones E.E., Jaspers M.V., 2008. Hot water treatment for elimination of *Cylindrocarpus* species from infected grapevines, *6th International Workshop on Grapevine Trunk Diseases*, Florencia, Italia.

Conner, D. E., Blake, J.P., 1990. Microbiological changes associated with composting of poultry faro mortalities. *Poultry Sci.* 69 (supp. 1), pp. 36.

Edwards J., Pascoe IG., 2004. Occurrence of *Phaeoconiella chlamydospora* and *Phaeoacremonium aleophilum* associated with Petri disease and esca in Australian grapevine. *Australasian Plant Pathol.* 33, 273-279.

EPA, 2002. National Research Council. *Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices*. Washington, DC. The National Academies Press. Committee on Toxicants and Pathogens in *Biosolids Applied to Land*.

- Gramaje D., Alaniz S., Abad-Campos P., García-Jiménez J., Armengol J., 2010. Effect of hot-water treatments in vitro on conidial germination and mycelial growth of grapevine trunk pathogens. *Ann. App. Biol.* 156, 231-241.
- Gramaje D., Aroca Aguilar M.A., Raposo R., García Jiménez J., Armengol J., 2009. Evaluation of Fungicides to Control Petri Disease Pathogens in the Grapevine Propagation Process. *Crop Protection*, 1091-1097.
- Halleen F., Crous P., Petrini O., 2003. Fungi associated with healthy grapevine cutting in nurseries with special reference to pathogens involved in the decline of young vines. *Australasian Plant Pathol.* 32, 47-52.
- Haug R.T., 1993. *The Practical Handbook of Composting Engineering*, Lewis Publishers, London.
- Herche R., Gubler W.D., 2010. Control strategies for trunk diseases of grapevine. *7th International Workshop on Grapevine Trunk Diseases*, Santa Cruz, Chile.
- Hess T.F., Grdzlishvili I., Sheng H.Q., Hovde C.J., 2004. Heat inactivation of E-coli during manure composting. *Compost Sci. Util.* 12, 314-322.
- Jaspers M.V., Mostert L., 2008. Inhibitory interactions between Trichoderma isolates and grape Wood pathogens. *6th International Workshop on Grapevine Trunk Diseases*, Florencia, Italia.
- Martin M.T., Cuesta M.J., Flores D., Yuste J., 2013. Detección de hongos asociados al decaimiento de la vid en sarmientos de poda. *Phytoma España*. 248, 24-29.
- Murphy D.W., 1990. Disease transfer studies in a dead bird composter. *Proceedings National waste Management Symposium*. North Carolina State University, Raleigh, N. C. 25-31.
- Schwartz J.H., 1993. Disposal by composting of a commercial turkey flock infected with avian influenza, *Poultry Science* 72 (Suppl.), 117 pp.
- Senne D.A., Panigrahy B., Morgan R.L., 1994. Effect of composting poultry carcasses on survival of exotic avian viruses: highly pathogenic avian and adenovirus of egg drop syndrome-76. *Avian Diseases*. 4, 733-737.
- Suarez D.E., Spackman Senne D., Bulaga L., Froberg K., 2002. The effect of various disinfectants on detection of avian influenza virus by real Time RT-PCR. *5th International Symposium on Avian Influenza*, Atenas, GA. Abril. 14-17.

Agradecimientos: Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León (ORDEN EDU/671/2012, de 8 de agosto, por la que se resuelve la convocatoria de subvenciones del programa de apoyo a proyectos de investigación, a iniciar en el año 2012. Referencia proyecto VA233A12-1).

EFICIENCIA DEL COMPOSTAJE DE SARMIENTOS DE VID MEDIANTE PILAS ABIERTAS COMO METODO DE HIGIENIZACION

Petruta Mihaela Matei¹, Mercedes Sánchez Báscones¹, M^a Teresa Martín Villullas¹,
M^a Angeles Diez Gutiérrez¹, M.C. García-González^{2*}

⁽¹⁾E.T.S.I.A. Universidad de Valladolid, Av. Madrid, 44, 34004 Palencia, España

⁽²⁾Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, Finca Zamadueñas, 47071 Valladolid

*E-mail: gargonmi@itacyl.es

Resumen: Las enfermedades de la madera de la vid en España, como en el resto de países productores de vino, alcanzan todas las áreas vitícolas con daños apreciables. El objetivo del trabajo fue utilizar el compostaje como control fitosanitario eliminando los restos de poda y los sarmientos que, dejados en las parcelas, constituyen un reservorio de microorganismos fitopatógenos, entre los que destacan las especies fúngicas. El proceso de compostaje se realiza mezclando los restos de poda y sarmientos con gallinaza, parte de ellos previamente inoculados con aislados previamente identificados. La proporción de mezcla utilizada fue gallinaza/sarmientos: 2/1. A lo largo del proceso de compostaje la temperatura alcanzó valores en torno a 70 °C durante el tiempo suficiente como para higienizar el material. Los valores iniciales de 65 % de *Diplodia seriata* inoculados en los primeros días se redujeron al 33 % y al 0 % tras el primer volteo de la pila.

Palabras clave: hongos xilófagos, inoculación, compost.

1. INTRODUCCIÓN

Las enfermedades de la madera de la vid constituyen un conjunto de enfermedades causadas por hongos patógenos xilófagos, entre los que principalmente se encuentran: *Phaeoniella chlamidospora*, *Phaeoacremonium aleophilum*, *Diplodia seriata*, *Eutypa lata*, *Fomitiporia mediterranea*, *Cylindrocarpon* sp, cuya sintomatología es múltiple, compleja y a veces confusa. Estas enfermedades tienen en común una alteración interna de la madera, lo que a menudo se traduce por la muerte precoz de la planta irremediable.

Surico y col. (2006) sostienen que deben de existir tanto factores abióticos como bióticos, que concurren hasta llegar a producir los síntomas externos de las enfermedades. Se admite que la infección se produce por la entrada de los hongos a través de las heridas producidas en las podas (Larignon, 2000; Larignon y col., 2001) aunque también hay que subrayar los problemas de contaminación de las plantas a lo largo de su multiplicación en viveros.

La lucha contra las enfermedades de decaimiento de la vid es importante ya que son responsables de la disminución de la producción y de la calidad de la vendimia. Sin embargo, debido a la ausencia de productos eficaces, tras la prohibición del arsenito sódico, la mejor forma para realizar el control es mediante la adopción de medidas profilácticas, como la eliminación de los restos de poda y de las cepas afectadas (Larignon y Dubos, 2000), la protección de las heridas de poda con fungicidas, y la realización de la poda en época tardía, para reducir la susceptibilidad de las heridas. Otras medidas profilácticas son los tratamientos de las plantas en el proceso de multiplicación en viveros con agua caliente y fungicidas, tratamientos que dan resultado para el control de *P. chlamydospora*, *P. aleophilum* y *Cilindrocarpon* spp. (Armengol y col., 2001; Halleen y col., 2006). En ocasiones estos tratamientos provocan fallos en el material de plantación (Waite y May, 2005; Waite y Morton, 2007).

El objetivo del trabajo fue la eliminación de los hongos presentes en los restos de poda mediante procesos de compostaje en pilas abiertas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sarmientos

Los sarmientos de vid utilizados en la experiencia procedieron de un gestor que los recoge de las parcelas y los tritura mecánicamente para su posterior comercialización (Figura 1).



Figura 1. Sarmientos triturados a degradar.

2.2. Gallinaza

Para el compostaje de sarmientos fue necesario mezclarlos con un material rico en nitrógeno; en este caso se utilizó un residuo procedente de una explotación avícola, formado por una mezcla de cama original (serrín) y deyecciones sólidas y líquidas de los animales durante el ciclo productivo.

2.3. Material

- Termómetro para sustrato Crison, sonda humedad Theta Meter (HH1), estufa de secado, molino ultracentrífugo RETSCH, LECO CHN 2000, autoclave, campana UV.
- Hongo xilófago aislado (*Diplodia seriata*), medios de cultivo MEA (malta extract agar) y PDA (patata dextrosa agar) (Martín y Cobos, 2007).

Para determinar la proporción de mezcla más adecuada se analizó la composición de los materiales iniciales; para ello se secaron en estufa a 100 °C, 48 horas para determinar la humedad y se molieron en molino ultracentrífugo Retsch. Sobre el material molido se determinó el contenido en C y N utilizando el analizador CHN LECO. El resultado fue de una relación C/N para los sarmientos de 66 y para la gallinaza de 7. La mezcla se realizó en la proporción 2:1 en peso (gallinaza:sarmientos) en una pila piramidal por capas de gallinaza y sarmientos.

Se efectuaron inoculaciones del hongo *Diplodia seriata* en sarmientos (Martín y Martín, 2013) que se añadieron a la pila de compostaje para servir de control en la higienización.

Las experiencias se llevaron a cabo, a escala real (Figura 2) construyendo una pila a la que se añadió una cantidad total de 400 kg de sarmientos triturados sanos más 190 sarmientos inoculados con *Diplodia seriata*, y 1000 kg de gallinaza. Los sarmientos inoculados se marcaron con una brida de color blanco y pintura para permitir su identificación.

Para controlar la evolución del proceso se midió la temperatura. Se tomaron muestras de los sarmientos inoculados después de 15, 21, 28, 34, 50, 57, 64 y 71 días; el número de unidades de sarmientos inoculados, extraídos de la pila para su análisis fue variable debido a que el cambio de color de la brida y la degradación de pintura debido a las altas temperaturas alcanzadas en el proceso hicieron muy difícil su localización. De cada muestra de sarmiento se cortaron 6 astillas que se pusieron en placas Petri sobre medio de cultivo MEA para determinar el porcentaje de inactivación de *Diplodia seriata*. Se valoraron

e identificaron morfológicamente los hongos y bacterias que crecieron a partir de cada astilla. Se consideró el 100 % cuando todas las astillas de las placas de cultivo daban lugar a crecimientos de hongos y/o bacterias.

El ensayo de compostaje empezó el día 26 de abril de 2013 y finalizó el día 29 de julio de 2013. Se realizaron volteos de la pila los días 22 de mayo y 4 de julio al observar un descenso de la temperatura debido al agotamiento de oxígeno en la masa.



Figura 2. Montaje de pila de compostaje.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La temperatura, humedad y aireación son parámetros de gran importancia para controlar el proceso de compostaje. Se midió periódicamente la temperatura (Figura 3), se controló la humedad efectuando riegos para compensar la pérdida de agua cuando fue necesario. Para la aireación se volteó la pila cuando se observó un descenso de temperatura.

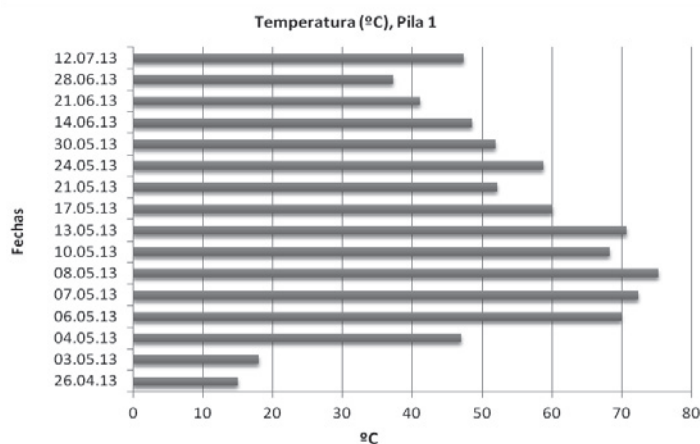


Figura 3. Temperatura (°C) de la pila de compostaje.

Existe una relación directa entre la degradación y el tiempo en el que la temperatura se ha mantenido alta (Moreno y Mormeneo, 2007). En la fase termófila, la temperatura alcanzó hasta 75,3 °C después de 12 días de compostaje.

Las muestras de sarmientos inoculados tomados durante el proceso de compostaje para proceder a la identificación morfológica de los hongos permitieron comprobar la presencia o ausencia de *D. seriata* (Figura 4).

El porcentaje inicial de sarmientos infectados (65 %) desapareció después de 14 días de altas temperaturas. Sin embargo, la desinfección no fue total porque, coincidiendo con una dis-

minución de la temperatura de la masa, volvió a aparecer a los 28 días de iniciado de proceso, detectándose en un 33 % de las muestras analizadas. Tras el primer volteo, la temperatura se elevó de nuevo y la desinfección parece ser total, puesto que no volvió a identificarse el hongo en ninguna de las muestras analizadas hasta el final del proceso de compostaje.

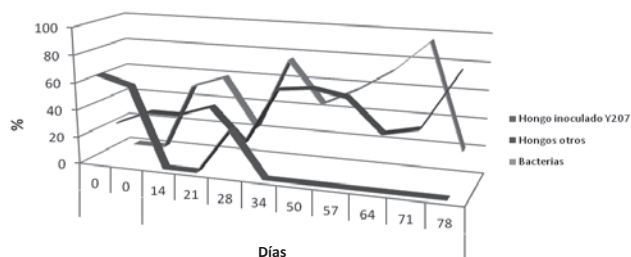


Figura 4. Identificación morfológica de los hongos en las placas Petri.

La evolución del compostaje de los sarmientos se realiza sobre las muestras que se retiran de la pila. Se ve como con el paso del tiempo los sarmientos van cambiando de color, perdiendo la corteza y la densidad. Al final del proceso están negros, descortezados y frágiles.

4. CONCLUSIONES

Las altas temperaturas alcanzadas durante el proceso, mantenidas durante varios días, contribuyeron a la inactivación de los hongos patógenos como *D. seriata*, siempre que nos aseguremos de que esta temperatura se consigue en toda la masa efectuando los volteos necesarios.

Los sarmientos alcanzaron un grado de descomposición bastante elevado, no obstante podrían utilizarse en un nuevo compostaje para acabar de degradar los compuestos más estables.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Armengol J., Vicent A., Torné L., García-Figueres F., García-Jiménez J., 2001. Fungi associated with esca and grapevine declines in Spain: a three-year survey. *Phytopathol. Mediterr.* 40 (Supplement), 325-329.
- Halleen F., Fourie P.H., Crous P.W., 2006. A review of black foot disease of grapevine. *Phytopathol. Mediterr.* 45 (Supplement), S55-S67.
- Larignon P., 2000. Les maladies du bois en Midi-Pyrenees. Esca et BDA. *Progrès Agricole et Viticole* 122, 103-106.
- Larignon P., Dubos B., 2000. Preliminary studies on the biology of *Phaeoacremonium*. *Phytopathol. Mediterr.* 39, 184-189.
- Larignon P., Fulchic R., Cere L., Dubos B., 2001. Observation on black dead arm in French vineyards. *Phytopathol. Mediterr.* 40 (Supplement), S336-S342.
- Martín M.T., Cobos R., 2007. Identification of fungi associated with grapevine decline in Castilla y León (Spain). *Phytopathol. Mediterr.* 46, 18-25.
- Martín L., Martín MT., 2013. Characterization of fungicide resistant isolates of *Phaeoacremonium aleophilum* infecting grapevines in Spain. *Crop Protect.* 52, 141-150.
- Moreno Casco J., Mormeneo Bernat S., 2007. *Compostaje: Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje*. Ed. Mundi-prensa.
- Surico G., Mugnai L., Marchi G., 2006. Older and more recent observations on esca: A critical overview. *Phytopathol. Mediterr.* 45 (Supplement), S68-S86.
- Waite H., May P., 2005. The effects of hot water treatment, hydration and order of nursery operations on cuttings of *Vitis vinifera* cultivars. *Phytopathol. Mediterr.* 44, 144-152.
- Waite H., Morton L., 2007. Hot water treatment, trunk diseases and other critical factors in the production of high-quality grapevine planting material. *Phytopathol. Mediterr.* 46, 5-17.

Agradecimientos: Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León (ORDEN EDU/671/2012, de 8 de agosto, por la que se resuelve la convocatoria de subvenciones del programa de apoyo a proyectos de investigación, a iniciar en el año 2012. Referencia proyecto VA233A12-1.

ANÁLISIS QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS DE MUESTRAS DE COMPOST DOMÉSTICO Y COMUNITARIO

M. Soto^{1*}, M.A. Vázquez¹, R. Sen²

¹Grupo Enxeñaría Química e Ambiental, Dpto. Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña. Rúa da Fraga nº 10, 15008 A Coruña. *E-mail: m.soto@udc.es

²Division of Biology and Conservation Ecology, School of Science and the Environment, Manchester Metropolitan University, John Dalton Building, Chester Street, Manchester M1 5GD

Resumen: El objetivo de este trabajo consistió en el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos y la determinación de invertebrados de varias muestras de compost procedentes de diferentes ámbitos de compostaje doméstico, comunitario y de pequeños generadores (comedores universitarios) en Galicia. El interés de estas aplicaciones del proceso de compostaje se pone de manifiesto por la instalación en los últimos años de miles de compostadores en Galicia y decenas de miles en otros países y regiones europeas. Los parámetros fisicoquímicos determinados han sido el pH, conductividad, humedad, sólidos volátiles, relación C/N, DQO, absorbancia, índice respirométrico, nutrientes (incluyendo fósforo asimilable), amonio, nitrato y metales pesados. En lo relativo a los análisis microbiológicos, se ha empleado el método de cultivo de dilución en platos para enumerar bacterias aerobias y hongos. Algunas cepas de interés han sido seleccionadas para su identificación mediante el kit comercial API®, previo análisis de tinción de Gram y test oxidasa. La determinación de invertebrados se ha llevado a cabo empleando un embudo de Berlese-Tullgren, recogiendo los invertebrados en un bote con formol, y posterior determinación con microscopio óptico. En general, los composts de origen doméstico y comunitario se pueden clasificar como clase B y el procedente de residuos de comedores como clase A, según el RD 506/2013. El contenido medio en nutrientes (N, P₂O₅ y K₂O) se situó por encima del 1 % para cada elemento en los diferentes composts. Los análisis microbiológicos reflejaron que la densidad bacteriana disminuía a medida que avanza el proceso de compostaje y aumentaba el contenido en hongos. En cuanto a la presencia de invertebrados, se ha encontrado que mayoritariamente (en 19 de 21 muestras) estaba presente algún tipo de ácaro.

Palabras clave: compostaje doméstico y comunitario, residuos de comedor, calidad del compost.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje doméstico presenta un enorme potencial para la gestión sustentable de los residuos orgánicos generados en el hogar, en el jardín y en 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 (Lafuente y col., 2012). 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. Por tanto, determinar la calidad del compost producido en los programas de compostaje doméstico es un objetivo importante y constituye uno de los objetivos de esta investigación. Aspectos de la calidad del compost son su estabilidad, poder fertilizante y otros parámetros enfocados a determinar la calidad, que permiten profundizar en la información fisicoquímica y biológica. El objetivo de este trabajo consistió en el análisis de los parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos, así como la determinación de invertebrados de varias muestras de compost. El estudio se realizó en los laboratorios de la *Manchester Metropolitan University* (MMU, Reino Unido).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se analizaron 10 muestras procedentes de compostadores domésticos (CD) y 3 de compostadores comunitarios (CC), facilitadas por la *Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza* (ADEGA). Otras 7 muestras (FF y ETSA) provenían de dos experiencias de compostaje de residuos

orgánicos de comedores de la *Universidade da Coruña* (UDC), facilitadas por la *Oficina de Medio Ambiente* (OMA) de la UDC. Una última muestra de compost procedió de una empresa de compostaje verde de la ciudad de Mánchester (FC). Los análisis realizados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Análisis realizados, métodos empleados y condiciones básicas de aplicación.

Parámetro	Método y fundamento	Tipo y cantidad de muestra ^a
Secado	Método estándar EPA	F (10–15 g mh)
Humedad	Secado a 103 – 105 °C, y gravimetría	< 2 cm
Molturación	Picadora de cocina, molino de bolas Fritsch Analysette 3 Spartan	S (20–25 g ms) Sin áridos.
Extracto acuoso	Proporción 1:5 P:V ^b Centrifugado o filtrado	F (40 g mh) ^c
pH y conductividad	Extracto acuoso 1:5 P:V ^b Equipos Mettler Toledo	F (5 g mh)
MOT (% SV)	Pérdidas por combustión a 540 °C (3–4 h)	S (5–10 g ms)
C y N	Combustión directa Conductividad térmica y absorción IR (LECO TruSpec [®])	S (0,2 g ms) Molida
DQO extracto acuoso 1:5 P:V ^b filtrado	HACH	^c
Absorbancia extracto 1:5 P:V ^b filtrado (acuoso y NaHCO ₃ 0,5M)	Espectrofotómetro EGS 1932 Mediciones a 465 y 665 nm	F (40 g mh) ^c
Respirometría (producción de CO ₂)	IRGA (Analizador de CO ₂ EGM-4 PP Systems)	F (50–90 g mh)
Metales: Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V e Zn	ICP-MS. Thermo Scientific iCAP 6000 Series. Microondas. (US EPA3051)	S (0,5 g ms) Molida
Aniones y cationes (extracto KCl 6 %): NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , Ca ²⁺ y Mg ²⁺	Cromatografía iónica, Dionex ICS 2000	F (10 g mh) Desmenuzada <2 mm
P disponible en extracto NaHCO ₃ 0,5M	P Olsen	S (2,5 g ms)
Análisis microbiológicos	Dilución platos (UFC hongos y bacterias) Tinción de Gram (Gram +/-) Test oxidasa (Oxidasa +/-) Sistemas API [®] (género y subgénero)	F (1 g mh)
Identificación de invertebrados	Método embudo de Berlese-Tullgren + microscopio óptico o lupa	F (70–150 g mh)

^aTipo de muestra: F (fresca), S (seca); mh: materia húmeda, ms: materia seca. ^bProporciones 1:5 en peso:volumen (P:V) de muestra húmeda (g):líquido extractante (mL). ^cSe necesitan 40 g mh para la preparación de cada tipo de extracto, lo que origina suficiente muestra para los distintos análisis a realizar.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH se encuentra en general en el rango de 7 a 8,5 unidades y la conductividad mostró mayoritariamente valores inferiores a 2000 µS/cm, con una media de conductividad que oscila entre 1500 y 2000 µS/cm. Burés (1997) indica que el valor máximo de la conductividad eléctrica se sitúa en 2000 µS/cm para sustratos destinados directamente a plantas de vivero en general, valor que se eleva a 3500 µS/cm en el caso de plantas adultas. En el presente

estudio, 16 de 21 muestras podrían emplearse para este uso. En el caso del compostaje doméstico hay un 90 % de muestras que presentan valores inferiores a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Solo dos muestras del total presentaron una CE superior al valor límite de 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que precisarían ser mezcladas con el suelo antes de emplearse como enmienda. La humedad en las muestras de compost resultó muy variable, en función del tipo de residuos, de la protección frente a las lluvias, de la fase del proceso de compostaje, o de los cuidados que recibiera el mismo. Las muestras de CD presentaron una media de 54 ± 15 % de humedad. Dos muestras de CD, y dos de CC, presentaron valores superiores al 68 %, que se consideran demasiado elevados. La MOT presentó una gran disparidad de valores, siendo el porcentaje mínimo de aproximadamente un 12 %, y el máximo de un 85 %. Las muestras que provienen de CD presentaron un valor medio de 31 ± 16 % SV. La relación C/N se sitúa por lo general en el rango de 10-15 para la mayoría de las muestras de compost, excepto para aquellas que se corresponden con las etapas iniciales del proceso, en las que la relación es superior a 15 (FF1) o incluso a 20 (ETSA1-3). Las muestras procedentes del compostaje doméstico y comunitario presentaron valores medios de $12,6 \pm 1,7$ y $11,6 \pm 1,2$ respectivamente, que son indicativos de un compost suficientemente maduro (Bernal y col., 1998; Iglesias-Jiménez y col., 2007).

3.1. Indicadores de estabilidad y madurez

La razón de densidad óptica del extracto en NaHCO_3 resultó de $6,0 \pm 0,9$ (CD) y $6,7 \pm 1,3$ (CC) y valores similares para los productos finales FF y ETSA. Las densidades ópticas en extracto acuoso ofrecieron resultados erráticos. La DQO de los extractos muestra valores típicos de compost estables (unos 700 mg/L), y ninguna de las muestras de compost final tiene más de un 0,04 % de amonio (compost estable, según Spohn, 1978), ni mostraron una relación $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ superior a 0,16 (Bernal y col., 1998), por lo que se pueden considerar compost maduros. La respiración microbiana se midió mediante el método IRGA, que ofrece valores de mg $\text{CO}_2/\text{gSV h}$, a partir de los cuales se obtienen valores de SOUR en mg $\text{O}_2/\text{gSV h}$. Todas las muestras de compost final excepto una (CC2) corresponden a compost estable (inferior a 1 mg $\text{O}_2/\text{gSV h}$). Las muestras correspondientes a etapas intermedias del proceso de compostaje superan claramente este valor. En líneas generales se observa una coincidencia entre los diversos indicadores a la hora de definir la estabilidad de las muestras analizadas en este estudio.

3.2. Nutrientes en las muestras de compost

La concentración de P Olsen varía de los 100 a los 410 mg P/kg, por tanto el compost es un fertilizante apropiado para introducir este nutriente en suelos que tengan carencia. Los contenidos en nutrientes (NPK totales) muestran cantidades medias suficientes en N y P_2O_5 según la legislación española, superiores al 1 % para cada nutriente por separado. Los valores son un poco más elevados en K_2O . Existen marcadas diferencias entre las muestras analizadas, quizás resultado de la variabilidad en la composición de los residuos utilizados. En los procesos de compostaje FF y ETSA se aprecia en general un incremento de las concentraciones en nutrientes a medida que transcurre el proceso de degradación y estabilización. En cuanto a los macronutrientes secundarios, en 4 muestras de compost doméstico se encontró un contenido anormalmente bajo de Ca, inferior al 1 %, mientras que todas las demás muestras mostraron más de un 2 % de Ca. El Mg en ningún caso sobrepasa concentraciones del 1 %, y el 27 % del Mg total aparece como Mg^{2+} (o disponible). En lo relativo a los micronutrientes tenemos resultados para las concentraciones de Fe, Mn, Cu, Zn y Mo. Llama la atención la diferencia encontrada entre los valores medios de las muestras CC y CD y los de las muestras de compost universitario. Aparece entre 9 y 14 veces más Fe y Mn, y entre 3 y 4 veces más Cu, Zn y Mo en el compost doméstico y comunitario en comparación con el contenido en el compost de residuos de comedores universitarios.

3.3. Metales pesados

Con alguna excepción muy limitada, los valores medios del contenido en metales pesados mostraron calidad B para las muestras CD y CC y calidad A para las muestras FF y ETSA. El compost FC mostró calidad B, siendo el Pb, el Cd y el Cr por este orden los metales que en mayor medida superaban la clase A. El contenido en metales pesados en estas muestras de compost doméstico y comunitario es superior al que se había encontrado en estudios previos, en los que el compost doméstico se clasificaba en general como tipo A (Lafuente y col., 2012). En el compost de residuos de comedores universitarios (FF y ETSA) el Cd es el metal que aparece habitualmente como más elevado, pudiendo superar el límite para la clase A cuando la relación de estructurante es reducida (Fandiño y col., 2014).

3.4. Análisis microbiológicos y determinación de invertebrados

Las muestras secuenciales FF y ETSA muestran que la presencia de bacterias aerobias mesófilas disminuye de forma apreciable a lo largo del proceso de compostaje, mientras la presencia de hongos no muestra en este sentido una tendencia clara, si no que aparece relacionada con la humedad del compost. Por otra parte, ninguna de las muestras CD o CC presentaron valores de UFC para bacterias tan elevados como en el caso de las muestras FF1 y ETSA1 correspondientes a etapas iniciales del proceso. En lo tocante a la población fúngica, son las muestras CD las que presentan valores más elevados, con una media de $46 \pm 39 \times 10^6$ UFC/g compost, mientras el valor medio para las restantes muestras de productos finales (CC, FF3, ETSA4 y FC) resultó de $16 \pm 8 \times 10^6$ UFC/g compost. Se eligieron tres muestras CD y otras dos ETSA correspondientes al inicio de la etapa de estabilización (ETSA3) y producto final (ETSA4), para la identificación de bacterias mediante el *Índice Analítico de Perfil* (API®). Las cinco colonias resultantes se identificaron como *Comamonas testosteroni*, *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas oryzae*, *Aeromonas hydrophila* y *Serratia liquefaciens*.

En el conjunto de muestras se encontraron un total de 326 organismos invertebrados pertenecientes a 17 especies diferentes. Tres muestras CD presentaron una mayor diversidad de especies, con 6-7 especies diferentes cada una. En el extremo contrario se situaron las muestras iniciales de los procesos de compostaje de residuos de comedor, FF1 y ETSA1, con sólo 1-2 especies y 1-2 individuos. En los procesos de compostaje FF y ETSA se incrementa la diversidad de invertebrados a medida que avanza el proceso. Por organismos, van a ser los ácaros los que se encuentren de forma mayoritaria, estando presentes en 19 de las 21 muestras, debido principalmente a *Oribátio sarcoptiforme*, presente en 16 muestras, e *Ixodides* sp, presente en 14 muestras. En el polo opuesto se encuentran 5 organismos que están presentes en una única muestra (aunque no necesariamente con un único individuo): ciempiés, ácaro de animal clase arácnida, araña común, araña clubiona terrestre y escarabajo coleóptero.

4. CONCLUSIONES

Las muestras de compost doméstico y comunitario presentaron buenas características agronómicas, alto contenido en nutrientes, baja salinidad y un alto grado de estabilización, pudiendo clasificarse como tipo B en cuanto al contenido en metales pesados. Las muestras de los procesos de compost de residuos de comedores mostraron una mayor salinidad y contenido en nutrientes y bajo contenido en metales (clase A), variando sus indicadores de estabilidad en función de la etapa del proceso de la que procedían. Se ha encontrado mayor densidad de bacterias en las etapas iniciales de compostaje, mientras la presencia de hongos aparecía relacionada con la humedad. La presencia y diversidad de invertebrados fue mayor en las muestras de compostaje doméstica.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A., Cegarra J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource. Tecnol.* 63, 91-99.
- Burés S., 1997. *Sustratos*. Ediciones Agrotécnicas, Madrid.
- Fandiño A., Quelle A., Castiñeira P., González M., Varela F., Soto M., 2014. Compostaxe e hortas urbanas na Universidade da Coruña. V Congreso Internacional de Agroecoloxía e Agricultura Ecolóxica. GIEEA, Universidade de Vigo, 26-28 xuño.
- Iglesias-Jiménez E., Barral Silva M.T., Marhuenda Egea F.C., 2007. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: J. Moreno, R. Moral (Eds) *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp 243-283.
- Lafuente M., Pérez R., Soto M., 2012. 10 + 1: Dez anos de compostaxe caseira e un ano de compostaxe comunitaria. En: *Iniciativas agroecolóxicas innovadoras para a transformación dos espazos rurais*. X. Simón e D. Copena (Coo.), Grupo de Investigación en Economía Ecolóxica e Agroecoloxía (Ed), Universidade de Vigo: 1335-3147.
- Spohn E., 1978. Determination of compost maturity. *Compost Sci.* 19, 26-27.

Agradecimientos: El presente trabajo ha sido posible gracias a la concesión de una beca de investigación doctoral por parte de la Universidade da Coruña (UDC). Los autores agradecen asimismo la colaboración de la Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA) y de la Oficina de Medio Ambiente (OMA) de la UDC.

VENTAJAS DEL USO DE BIOCOMPOST DE HECES OVINAS SOBRE HECES CRUDAS

Marta G. Aguilar¹, Ana G. Ormeño¹, Carlos D. Barrionuevo¹, Mónica Gatti¹, Gloria Tovo², Juan C. Rautenstrauch³

¹Universidad Nacional de Chilecito, La Rioja.

²Instituto Zooprofiláctico Experimental de la Umbria y de la Marche-Italia.

³Solbio S.A. (EP).

E-mail: gabychery@yahoo.es

Resumen: Introducción: Toda producción agropecuaria debe transformar sus residuos para utilizarlos en la fertilidad de su suelo. Objetivo: biocompostar heces ovinas de corrales de encierro, obteniéndose así una enmienda orgánica que puede ser utilizada en suelos arenosos con bajos contenidos en materia orgánica. Metodología: Se armó una pila de 2,5 t con heces frescas, sueltas y compactadas por pisoteo animal. Se inoculó la pila con un producto biotecnológico conteniendo bacterias benéficas facultativas. La pila fue invertida a los 15 y 45 días, registrándose periódicamente humedad y temperatura. Se realizaron análisis bacteriológicos y químicos al material sin biocompostar y biocompostado. Resultados: Todo el proceso de biocompostaje duró 100 días. La fase mesófila duró casi 10 días y la termófila casi 50 días. La temperatura estuvo entre 28 y 60 °C registrándose las máximas a los 35 y 60 días y la humedad se mantuvo entre 62 y 42 %. El biocompost tuvo mayor humificación que las heces crudas con 5,8 % de ácidos húmicos y 2,2 % de ácidos fúlvicos. La relación C/N de 11 fue un indicador de la madurez del biocompost. El pH de la pila sin biocompostar fue más alto que la del biocompost. Altas temperaturas y tiempo prolongado de la etapa termófila, junto con la competencia de las bacterias benéficas, mermaron la microbiota patógena natural. Conclusiones: Para acortar el proceso de compostaje se debe desmenuzar la bosta compactada. El biocompostaje resuelve el problema ambiental de los excrementos y ofrece una enmienda orgánica de excelente calidad.

Palabras claves: bio-humus, rumiante, estiércol.

1. INTRODUCCIÓN

Una alternativa para el tratamiento de los residuos sólidos agropecuarios es la bioaumentación definiendo a esta última como la inoculación de microorganismos específicos a la población de bacterias nativa del residuo a compostar (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008). Por medio de este procedimiento se busca acortar los tiempos de degradación de la materia orgánica con respecto a un compost tradicional, y obtener una enmienda orgánica libre de patogeneidad y más humificada.

En el departamento de Chilecito (29° 09' sur - 67° 25' oeste), provincia de La Rioja, Argentina, se tienen suelos torriortentes típicos (Regairaz, 2000) y en la Cooperativa vitivinícola La Riojana, situada en dicho departamento, se producen vinos ecológicos, para ello se cuentan con más de 500 ovejas manchegas que pastorean la hierba bajos los viñedos en el día y por la noche están en corrales de encierro, evitándose así el uso de herbicidas.

Buscando dar una utilidad eficiente y segura al estiércol de los corrales de encierro nocturno, se planteó como objetivo biocompostar las heces, para obtener así una enmienda orgánica que pueda ser utilizado en los suelos arenosos con bajos contenidos en materia orgánica con el fin de mejorar sus propiedades.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En octubre se procedió a armar la pila de biocompost solo a bases de heces ovinas, utilizándose heces frescas, heces sueltas de la superficie del corral y heces compactadas por

pisoteo animal; a éstas se las picó manualmente buscando obtener trozos de menos de 5 cm de lado. En total se usaron 2,5 t de heces ocupando una superficie de 4 m², con una altura de 1,5 m aproximadamente.

Durante el armado de la pila se humedeció en varias ocasiones buscando que la humedad se mantenga entre 40-60 %. Terminada la misma se abrió en su vértice una depresión en forma de corona donde se realizó la bio-inoculación con el inoculo de Solbio BC. Se regó posteriormente la corona y se procedió al mezclado y cierre de la pila buscando que las bacterias queden distribuidas homogéneamente en toda la pila.

Antes de la bio-inoculación y al final del proceso de biocompostaje se extrajo una muestra compuesta de la pila y se mandó a realizar análisis químicos y bacteriológicos.

El inóculo Solbio BC estuvo compuesto por bacterias benéficas (aproximadamente $2,1 \times 10^9$ UFC/gr, especialmente *Bacillus amyloliquefasciens*, *Bacillus subtilis* y *Bacillus licheniformis*), biotina, ácido fólico, ácido fúlvico, vitaminas B, B2, B3, B6, B7, B12, C y K, aminoácidos, proteínas vegetales y animales, extracto de *Yucca schidigera*, extracto de algas marinas, ácidos húmicos derivados de la Leonardita, azúcar natural, dextrosa, trigo orgánico o sémola de trigo.

Desde el inicio del armado y durante los 100 días que tardó la formación del biocompost se procedió a tomar temperatura (T) y humedad (H) de la pila tres veces por semana en horario de la mañana. La T se registró con un termómetro para compost a la altura media de la pila y a una profundidad de unos 40 cm, en 5 puntos equidistantes. Para el registro de la H se utilizó método gravimétrico, de los 5 primeros puntos mencionados anteriormente.

En cada registro de T y H se realizó la prueba del puño a fin de estimar “in situ” el grado de humedad y la intensidad del olor del material en proceso de biocompostaje, interviniendo en esta actividad siempre el mismo operador. Se consideró humedad apropiada cuando al realizar la prueba del puño el material poseía una consistencia de terrón maleable, quebradizo y sin escurrimiento de gotas de agua entre los dedos (Bongcam Vazquez, 2003) y se constató que el olor de las heces desaparecía a medida que avanzaba el proceso de biocompostaje dando lugar al característico olor a tierra mojada (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008).

La pila fue invertida en dos oportunidades a los 15 y 45 días a partir del armado de la misma con el fin de maximizar la actividad microbiana.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proceso de biocompostaje duró 100 días, confeccionándose las curvas de humedad y temperatura con los datos tomados (Figura 1). Se observa que la fase mesófila duró casi 10 días siguiendo la fase termófila con una duración de casi 50 días con dos picos de T de 10 días cada uno, disminuyendo paulatinamente la misma desde el día 70. La T fluctuó entre 28 y 60 °C registrándose las máximas a los 35 y 60 días, antes y después del volteo de los 45 días y coincidiendo con una elevación de la H. Los valores de H se mantuvieron entre 62 y 42 % registrando el pico de máxima en el primer mes y la mínima alrededor de los 60 días de comenzado el proceso.

En la etapa de maduración la T decreció llegando casi a 40 °C a principio de enero. Según los valores medios de T para la región (26,2 °C y 10,8 °C) - Estación Chilecito Aero (NOMM 87213) y considerando que en esta etapa la T disminuye hasta valores cercanos a los ambientales (Moreno Casco y Moral Herrero, 2008) opinamos que el proceso de maduración continuo cuando el biocompost ya fue removido y entregado a un productor local. La prolongada etapa termófila (Figura 1) se debió a la existencia de trozos de estiércol compactado que por su tamaño y dureza impidieron que las bacterias accedieran a su interior con la consiguiente prolongación del proceso. En este ensayo se alcanzó una temperatura mayor a los 55 °C y por más de 3 días, produciéndose una disminución en la patogenicidad de las heces (Aguilar y col., 2014) y cumpliendo así con las recomendaciones de EPA 2003 mencionado por Moreno Casco y Moral Herrero (2008).

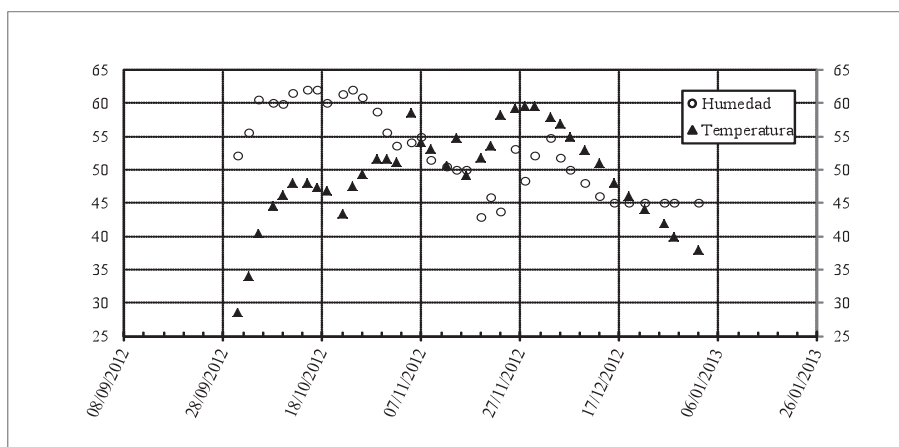


Figura 1. Curvas de Temperatura y Humedad del proceso de Biocompostaje.

La Tabla 1 de los análisis demuestra que si bien el bio-compost resultó con menor MO con respecto al estiércol crudo éste tuvo una mayor humificación. El proceso de degradación y mineralización redujo la MO. Se destaca en el biocompost la existencia de un 5,8 % de ácidos húmicos y 2,2 % de ácidos fúlvicos de alto valor nutricional. La relación C/N de 11 indica la madurez del biocompost. El pH de la pila sin biocompostar resultó más alto del biocompostado y si bien 8,7 es elevado, esto genera un límite máximo en la proporción de biocompost que conviene utilizarse en relación al suelo al que se aplique.

Tabla 1. Análisis de heces ovinas crudas y biocompostadas.

	Heces crudas	Heces biocompostadas
N total sin nitratos	1,8 g/100g	1,5 g/100g
MO s.p.h.	49,4 g/100g	29,4 g/100g
Ceniza s.p.h.	23,7 g /100g	27,6 g/100g
MO s.p.s.	67,6 g/100g	51,5 g/100g
Ceniza s.p.s.	32,4 g/100g	48,5 g/100g
Humedad	26,9 g/100g	43 g/100g
pH	9,5	8,7
Relación C/N	16	11
Ac. Húmicos s.p.h.	5,9 g/100	5,8 g/100g
Ac. Fúlvicos s.p.h.	7,3 g/100g	2,2 g/100g
Extractos húmicos totales s. p. h.	13,2 g/100g	8,0 g/100g
Fosforo total	0,6 g/100g	0,5 g/100g
Potasio soluble	3,9 g/100g	1,5 g/100g

s.p.h.= sobre producto húmedo s.p.s.= sobre producto seco

Laboratorio de SENASA (Servicio Nacional de Sanidad Animal)

4. CONCLUSIONES

Para acortar el proceso de biocompostaje se debe desmenuzar muy bien los terrones de bosta compactada.

El biocompost presenta más ácidos húmicos que el estiércol crudo y un buen pH para el desarrollo de la actividad microbiana.

Las heces biocompostadas tienen menor contenido de MO que el estiércol crudo pero un mayor proceso de humificación.

A través de esta técnica de inoculación se reducen el número de volteos, el tiempo requerido para que el material biocompostado alcance su tiempo de madurez y la mano de obra necesario para mantener la humedad de las pilas.

De esta forma se da solución al problema ambiental de los excrementos y se pone a disposición de la producción una enmienda orgánica de bajo costo en comparación con el fertilizante químico.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar M.G., Ormeño A., Barrionuevo C., Gatti M., Rautenstrauch J.C., 2014. Disminuyendo la patogenicidad en heces ovinas. *Actas 3 taller argentino de Ciencias Ambientales*. Córdoba. Argentina. p.22
- Bongcam Vásquez E., 2003. Guía para compostaje y manejo de suelos. Serie Ciencia y Tecnología, N° 110.32. Bogotá.
- Galantini J.A., 2008. Fraccionamiento de la material orgánica del suelo. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. Ed. Universidad Nacional del Sur-Ediuns. Argentina.
- Moreno Casco J., Moral Herrero R., 2008. *Compostaje*. Ed. Mundi Prens, Madrid. 570 pp.
- Regairaz M.C., 2000. Catálogo de recursos humanos e información relacionada con la temática ambiental en la región andina argentina. Cap.19: Suelos de La Rioja. C-Bra Systematics, Buenos Aires.
<http://www.cricyt.edu.ar/ladyot/catalogo/cdandes/g0304.htm> (fecha de consulta: 4/4/2014).

Agradecimientos: Cooperativa La Riojana, Vivero Oeste Riojano, Chilecito y Laboratorio Alta Complejidad, Universidad Nacional de Chilecito.

SECCIÓN 3.
Aprovechamiento y valorización
de residuos orgánicos

EVALUACIÓN DE UN DIGESTATO AGROINDUSTRIAL COMO FUENTE DE NUTRIENTES EN UN POLICULTIVO DE ALGAS EDÁFICAS

Jorge Miñón Martínez¹, Luis Manuel Navas¹, Carlos Rad^{2*}

¹Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid, 44. 34004 Palencia.

²Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP. Universidad de Burgos, Facultad de Ciencias, Pl. Misael Bañuelos s/n, 09001 Burgos. *E-mail: crad@ubu.es

Resumen: La presencia de un exceso de nutrientes en los efluentes residuales tras ser sometidos a una digestión anaerobia, constituye un serio problema ambiental en su gestión. La posibilidad de su fijación en biomasa algal es una interesante alternativa que permitiría su estabilización y posterior uso agronómico. En este trabajo se analizó la utilización de la fase líquida de un digestato de origen agroindustrial (FLD) como fuente de nutrientes para un policultivo de algas edáficas en fotobiorreactores. Seis fotobiorreactores de 2 L de capacidad, fueron alimentados con fase líquida de digestato, FLD, y con una solución nutriente (SEN), se mantuvieron en condiciones optimizadas de aireación e iluminación y se monitorizaron durante seis ciclos de crecimiento del alga introduciendo dosis variables de nutrientes y digestato. Se analizaron pH y conductividad eléctrica en continuo, efectuándose una toma de muestra líquida cada dos días en la que se determinó la producción de biomasa y la concentración de pigmentos fotosintéticos y de nutrientes en solución. Al final del ciclo, la productividad media diaria fue un 39 % mayor en el tratamiento con FLD respecto al tratamiento con SEN; sin embargo no fue suficiente como para reducir los valores de N disuelto introducidos con la adición de FLD. La alta salinidad aportada por la FLD y la turbidez generada en la solución, pueden constituirse en los factores limitantes para el crecimiento del alga y la fijación del exceso de nutrientes del efluente, por lo que deben controlarse mediante una adecuada dilución de la alimentación.

Palabras clave: Efluentes industriales, digestión anaerobia, fotobiorreactor, biomasa algal.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo de microalgas dado su rápido crecimiento, capacidad de fijación de CO₂, alto contenido de ácidos grasos y la no utilización de suelo arable, se ha propuesto como una alternativa eficaz a los cultivos agroenergéticos (Brennan y Owende, 2010) o incluso para otras aplicaciones como la producción de fertilizantes, alimentación animal u otros productos nutricionales o cosméticos (Milledge, 2010). Sin embargo, un análisis de su ciclo de vida evidencia un alto impacto ambiental en la producción de una unidad funcional de energía (317 GJ), principalmente por sus requerimientos de agua, fertilizantes y CO₂ (Clarens y col., 2010). Una forma de reducir este impacto consiste en realizar el crecimiento del alga directamente sobre aguas residuales, satisfaciendo así las necesidades de agua y nutrientes, lo que permite la eliminación de N y P en el efluente, con la consiguiente eliminación de las fuentes de eutrofización de aguas continentales (Zhou y col., 2011). En estos sistemas de depuración, el oxígeno producido por las algas fotosintéticas es empleado por la actividad bacteriana para la producción de biomasa, que a su vez produce el CO₂ y los nutrientes necesarios para el crecimiento del alga. Utilizando estanques abiertos aireados, García y col. (2006) obtienen importantes reducciones en la carga de N (73 %) y de P (43 %) presente en un agua residual urbana, consiguiendo una elevada producción de sólidos totales suspendidos.

Por otra parte, el contenido en materia orgánica en suelos de zonas áridas y semiáridas es muy bajo debido a sus altas tasas de mineralización. Eso supone que muchos de estos suelos tengan una mala estructura, compactación, salinidad, lo que conlleva una reducida aireación, baja infiltración de agua, mayor erosionabilidad y una baja diversidad microbiana, lo que reduce su productividad. La adición a estos suelos de enmiendas orgánicas es una vía para la recuperación de su actividad biológica y su estabilización (Bastida y col., 2008).

Una alternativa es la aplicación de biofilmes de algas o cianobacterias en la recuperación de estos suelos; estos biofertilizantes han demostrado su capacidad de incrementar la estabilidad estructural, el nivel de nutrientes y la productividad del suelo dada su tolerancia a las limitaciones de humedad en el suelo (Nisha y col., 2007). Elbert y col. (2009) estiman que un 6 % de la captura global de C realizada por la vegetación terrestre corresponde a estos filmes microbióticos, desarrollados sobre suelos desnudos o rocas, lo cual supone que estas comunidades son grandes contribuyentes y tienen un papel primordial en el ciclo biogeoquímico global del C (Rossi y col., 2014).

El objetivo de este trabajo es analizar la capacidad que tienen las microalgas de depurar el digestato de un efluente agroalimentario, permitiendo la fijación de CO₂ y la eliminación del exceso de nutrientes. Posteriormente, y dentro de un proyecto más amplio, dicha biomasa algal será incorporada al suelo como biofertilizante, lo cual redundará en una reducción global de la huella de carbono de la industria agroalimentaria.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Microalgas y condiciones de cultivo

La especie de alga utilizada fue *Chlorella vulgaris* ACOI 879-I proporcionada por la Algoteca de Coimbra (Portugal). El cultivo se replicó introduciendo 1 mL de inóculo en 200 mL de solución nutritiva de Bristol modificada: KNO₃ (65 %), NH₄NO₃ (35 %), MgSO₄ 7H₂O (10 %), K₂HPO₄ (26 %), CaSO₄ (saturado), ZnSO₄ 7H₂O (0,1 %), MnSO₄ 4H₂O (0,1 %), HBO₃ (0,2 %), Co(NO₃)₂ 6H₂O (0,02 %), (NH₄)₄Mo₇O₂₄ 4H₂O (0,0121 %), CuSO₄ 5H₂O (0,0005 %), FeSO₄ 7H₂O (0,07 %), EDTA (0,08 %) en agua destilada, autoclavándose la solución durante 1 h a 120 °C. La incubación se realizó en baño de agua a 20 °C, con agitación orbital de 80 rpm, un fotoperiodo de 16:8 horas con una intensidad de iluminación de 108 μmol m⁻² s⁻². Transcurridos 50 días se obtuvo una concentración media de inóculo de 0,23 g MS L⁻¹, que se empleó en desarrollos posteriores.

2.2. Digestato agroalimentario

El digestato empleado en la experiencia proviene de una planta de digestión anaerobia en dos etapas, que fue alimentada con un sustrato procedente de la industria alimentaria y compuesto por el material obtenido por extrusado del almidón, pieles de patata y destrios del proceso. La muestra de digestato fue sometida a una centrifugación a 1500 g durante 20 minutos y posteriormente fue filtrada obteniéndose un efluente cuya composición se recoge en la Tabla 1.

2.3. Cultivo de microalgas

El cultivo de microalgas se realizó en reactores cilíndricos de 2 L de capacidad de politereftalato de etileno. La aireación se suministró mediante un anillo de tubo poroso situado en la base del reactor por el que se introdujo un flujo constante de aire de 15 mL s⁻¹. La iluminación se suministró mediante una lámpara de vapor de sodio de 400 W (280 μmol m⁻² s⁻²) y con un fotoperiodo de 12:12 horas. Las variaciones de pH y conductividad eléctrica en los cultivos se monitorizaron mediante un pH-metro y un conductímetro Crison GLP-32 y GLP-22, respectivamente, la temperatura ambiente y la radiación luminosa por medio de una sonda integrada HOB0, realizándose la integración de todas estas señales mediante un software desarrollado en LabVIEW.

Se introdujeron tres réplicas por cada tratamiento: solución estándar de nutrientes (SEN) y tratamiento con fase líquida de digestato (FLD), desarrollando tres procesos consecutivos en los que se emplearon dosis diferentes de FLD: 3,3 (FLD1), 7,2 (FLD2) y 8,6 mL d⁻¹ (FLD3). Durante la experiencia se tomaron alícuotas de 40 mL cada dos días que fueron

inmediatamente congeladas, siempre antes del comienzo del periodo de iluminación, y reemplazando el volumen extraído con agua destilada, SEN o FLD. La experiencia fue finalizada cuando se vio por medio de la monitorización del pH y CE en continuo que no había actividad en el medio de cultivo, recolectándose el alga mediante centrifugación del contenido del reactor durante 20 min a 2000 g.

Tras la descongelación de las muestras, se realizó la determinación de pH y conductividad eléctrica; posteriormente se centrifugaron las muestras durante 20 min a 2000 g, obteniendo una fase líquida sobre la que se determinaron el carbono total (CT), nitrógeno total (NT) y el carbono inorgánico (CI) mediante analizador COT/TN (Shimadzu). La fase sólida se liofilizó, calculándose por pesada la biomasa total de algas.

2.4. Análisis estadístico

Los datos de contenido de biomasa algal (N) en función del tiempo de incubación se ajustaron a una ecuación de crecimiento logístico de acuerdo con la ecuación:

$$N(t) = \frac{K N_0}{N_0 + (K - N_0)e^{-rt}} \quad \text{Ecuación (1)}$$

En ella: $N(t)$, es el contenido de biomasa algal ($g L^{-1}$); K , el máximo de carga del medio ($g L^{-1}$); N_0 , la concentración de biomasa inicial ($g L^{-1}$); r , la tasa de crecimiento (d^{-1}), cuyo valor es específico de la especie cultivada.

Tras la comprobación de la normalidad y la homogeneidad de las varianzas de los parámetros cinéticos calculados mediante los test de Kolmogorov y Levene, se realizó la correspondiente ANOVA introduciendo el tipo de tratamiento realizado como factor fijo. Las diferencias entre medias se calcularon utilizando el test de Fisher (LSD) con un 95 % de intervalo de confianza. Dichos cálculos se realizaron utilizando el software Statgraphics Centurion.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La fracción líquida del FLD empleada en este trabajo se caracteriza (Tabla 1) por tener un valor de pH cercano a la neutralidad, una elevada conductividad eléctrica, altos contenidos de carga orgánica y de nutrientes en solución, principalmente en forma amoniacal, hecho que es generalizable a otros digestatos obtenidos en procesos agroindustriales, donde a restos de materia prima se unen destríos de producto final con elevadas salinidades (Albuquerque y col. 2012). Junto a la elevada presencia de nutrientes, el FLD supone además el aporte de carbono inorgánico en solución, en forma de bicarbonato, que puede ser fuente de CO_2 necesario para el desarrollo de un cultivo de microalgas.

Tabla 1. Composición de fase líquida de digestato (FLD) de origen agroindustrial utilizada como alimentación.

pH	7,23
CE ($dS m^{-1}$)	9,61
Carbono total-TC ($mg L^{-1}$)	2966
Carbono Inorgánico IC ($mg L^{-1}$)	1075
Carbono Orgánico Total COT ($mg L^{-1}$)	1891
Nitrógeno Total ($mg L^{-1}$)	1613
N-NH ₄ ⁺ ($mg L^{-1}$)	1292
N-(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) ($mg L^{-1}$)	305
P-PO ₄ ³⁻ ($mg L^{-1}$)	1711

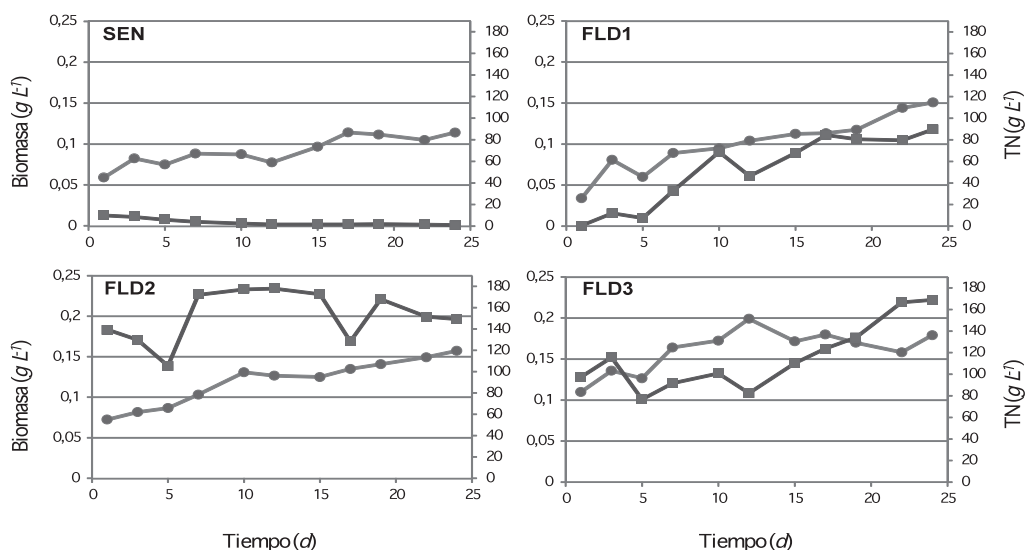


Figura 1. Variación de los contenidos de biomasa algal (línea con círculos) y nitrógeno total en solución (línea con cuadrados) en los diferentes medios de cultivo: solución estándar de nutrientes (SEN) o fracción líquida de digestato (FLD) con dosis crecientes de adición.

En la Figura 1 se recogen las diversas cinéticas de crecimiento del cultivo de microalgas que, de forma sucesiva, fue alimentado primero con SEN y luego con dosis crecientes de FLD, lo que se refleja en la evolución de Nitrógeno total en solución.

La aplicación sucesiva de FLD conduce a una progresiva salinización del medio y una acumulación de nutrientes que el cultivo de microalgas no puede asimilar. Es la dosis intermedia la que muestra los mayores valores de productividad media diaria y la adición de cantidades adicionales de FLD en el cuarto ciclo de la experiencia conduce a un claro efecto inhibitor debido a la elevada concentración salina. La productividad media diaria (PMD) en este ciclo es considerablemente inferior a la obtenida en ciclos anteriores (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros cinéticos calculados según la Ecuación (1) a partir de los datos de biomasa algal obtenidos de los diferentes cultivos de microalgas.

Parámetros	Tratamientos			
	SEN	FLD1	FLD2	FLD3
K (g L ⁻¹)	0,219±0,097 ^a	0,146±0,097 ^a	0,177±0,097 ^a	0,201±0,084 ^a
r (d ⁻¹)	1,384±0,754 ^a	0,786±0,754 ^a	0,728±0,754 ^a	1,343±0,653 ^a
PMD (μg d ⁻¹) [#]	16,5±5,4 ^{ab}	24,0±9,1 ^{ab}	39,4±9,1 ^b	6,06±9,1 ^a

[#]PMD, Productividad Media Diaria. Valores dentro de una misma fila y con la misma letra no muestran diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) mediante el método de Fisher (LSD).

4. CONCLUSIONES

- El presente trabajo ha conseguido el cultivo de *Chlorella vulgaris* en fotobiorreactores mediante la introducción de un digestato de origen agroalimentario (FLD) como fuente de CO₂ y de nutrientes vegetales.
- El incremento de la carga de FLD en el medio de cultivo conduce a la acumulación de nutrientes y de salinidad lo cual conlleva un fuerte efecto inhibitor del crecimiento.

- El uso de cultivos de microalgas utilizando las dosis adecuadas de FLD puede ser un elemento de reducción del exceso de nutrientes en ellas contribuyendo mediante la fijación de CO₂ al balance de C en procesos agroindustriales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Albuquerque, J.A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., y col., 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenerg.* 40, 181-189.
- Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., y col., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.* 40, 318-329.
- Brennan L., Owende P., 2010. Biofuels from microalgae - A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 557-577.
- Clarens A.F., Resurreccion E.P., White M.A., Colosi L.M., 2010. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 1813-1819.
- Elbert W., Weber B., Büdel B., Andreae, M.O. Pöschl U., 2009. Microbiotic crusts on soil, rock and plants: neglected major players in the global cycles of carbon and nitrogen? *Biogeosci. Dis.* 6, 6983-7015.
- García J., Green B.F., Lundquist T., Mujeriego R., y col., 2006. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresour. Technol.* 97, 1709-1715.
- Milledge J.J., 2010. Commercial application of microalgae other than as biofuels: a brief review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 10, 31-41.
- Nisha R., Kaushik A., Kaushik C.P., 2007. Effect of indigenous cyanobacterial application on structural stability and productivity of an organically poor semi-arid soil. *Geoderma* 138, 49-56.
- Rossi F., Olguín E., Diels L., De Philippis, R., 2014 Microbial fixation of CO₂ in water bodies and in drylands to combat climate change, soil loss and desertification. *New Biotechnol.* DOI: 10.1016/j.nbt.2013.12.002
- Zhou W., Li Y., Min M., y col., 2011. Local bioprospecting for high-lipid producing microalgal strains to be grown on concentrated municipal wastewater for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 6909-6919.

Agradecimientos: Este trabajo forma parte del proyecto LIFE13 ENV/ES/001251 “*INTEGRAL CARBON*” financiado por la Comisión Europea. Jorge Miñón es becario del Programa de Becas “UVA-Banco Santander” de iniciación a la investigación en Departamentos e Institutos LOU de la Universidad de Valladolid.

UTILIZACIÓN DE SUSTRATOS ORGÁNICOS SOSTENIBLES ENSAYADOS EN UNA CUBIERTA VEGETAL: PRELIMINAR

Glenny López-Rodríguez^{1*}, Juan Ruíz-Fernández² y Alberto Masaguer¹

¹Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I Agrónomos. Departamento de Edafología. Avenida Complutense, 28040, Madrid. *E-mail: gl.lopez@alumnos.upm.es

²Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). Finca Experimental El Encín. Ctra. Madrid-Barcelona (N-II), KM. 38.200, 28802, Alcalá de Henares, Madrid.

Resumen: La calidad de vida de una zona urbana depende en gran parte del mantenimiento de los espacios verdes, por lo que es cada vez más necesario la disposición y creación de áreas destinadas a la vegetación en el entorno de convivencia. Por otra parte, el interés en el medioambiente, incita a reciclar, reducir y reutilizar los residuos orgánicos generados. Muchos materiales pueden ser utilizados para la elaboración de sustratos de cultivos sostenibles, eficaces y estables que tiendan a sustituir gradualmente a las turbas, evitando el deterioro ambiental de su extracción. El objetivo del trabajo es evaluar el comportamiento de sustratos orgánicos fabricados a partir de subproductos compostados en una terraza naturalizada, optimizando la retención de agua y nutrientes. El ensayo se instaló en la finca El Encín (IMIDRA, Comunidad de Madrid) en una terraza vegetal, utilizando cinco sustratos de corteza de pino compostada, fibra de coco y restos vegetales compostados en diferentes proporciones: 1) Restos vegetales con lodo +puzolana volcánica, 2) Corteza de pino compostada+puzolana volcánica, 3) Corteza de pino compostada +fibra de coco, 4) Restos vegetales con lodo +corteza de pino compostada y 5) Restos vegetales con lodo +fibra de coco, en proporciones de 70/30 % v/v, respectivamente. Se utilizó un diseño experimental en diseño en bloques completamente aleatorizado (DBCA) con cuatro bloques, cinco tratamientos (sustratos) y cuatro especies vegetales. El seguimiento permite la evaluación agronómica de los sustratos y estimar su comportamiento adecuado para el desarrollo de plantas en este sistema vegetal.

Palabras claves: Naturación urbana, terraza ajardinada, compost vegetal.

1. INTRODUCCIÓN

La vegetación es el componente principal en naturación urbana al mejorar la capacidad del sistema y reducir el efecto isla de calor urbano (Alexandri y Jones, 2007; MacIvor y col., 2011), reteniendo humedad (Berghage y col., 2007), contribuyendo a la biodiversidad (Kadas, 2006), y mejorando la visibilidad estética de las fachadas donde se implemente (White y Gatersleben, 2011; Groenewegen y col., 2006). Esto requiere desarrollar la vegetación con el apoyo de medios de cultivo (Graceson y col., 2013) que ayuden a reducir el peso del sistema (jardín vertical o terraza ajardinada) y su efecto sobre la capacidad de carga del edificio (FLL, 2008). Actividades de carácter agrícola, forestal o urbano generan residuos orgánicos que precisan de una gestión y que siguiendo el principio de reducir, reciclar y reutilizar pueden ser utilizados como sustratos de cultivo generando una creciente necesidad de investigación. Por ello se investigan materiales con alternativa de sustitución o casi de la eliminación de la turba, por razones económicas y ambientales. Así, el objetivo del trabajo es evaluar el comportamiento de sustratos orgánicos elaborados a partir de subproductos compostados en una cubierta vegetal.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se instaló un ensayo experimental en la Finca El Encín del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), en el municipio Alcalá de Henares, Comunidad de Madrid (40° 31' 33" N, 3° 17' 22" W y 610 msnm).

Se elaboraron cinco sustratos a partir de corteza de pino compostada, fibra de coco y restos vegetales compostados en diferentes proporciones: 1) restos vegetales con lodo + puzolana volcánica (RVC+PV), 2) corteza de pino compostada + puzolana volcánica (CPC+PV), 3) corteza de pino compostada + fibra de coco (CPC+FC), 4) restos vegetales compostados + corteza de pino compostada (RVC+CPC) y 5) restos vegetales compostados + fibra de coco (RVC+FC); cada uno con una composición volumétrica de 70 %-30 %, respectivamente.

El ensayo se estableció en julio de 2013 en un sistema de cubierta vegetal. Se utilizó un diseño experimental en DBCA con cuatro bloques (repeticiones), cinco tratamientos (sustratos) y cuatro especies vegetales, para un total de 80 unidades experimentales. Se utilizaron especies autóctonas peninsulares con alta capacidad tapizante: 1) *Teucrium chamaedrys*, 2) *Othonna cheirifolia*, 3) *Frankenia thymifolia*, y 4) *Crassula poliploides*. La instalación del ensayo se realizó en un invernadero climatizado, colocando los sustratos en contenedores confeccionados con planchas flexibles de PVC con medidas de 45x30x20 cm. Los contenedores con sustratos y plantas se ubicaron en mesas alargadas (9x3m) de acuerdo a la distribución y diseño experimental previamente establecidos (Figura 1).



Figura 1. Establecimiento de los sustratos en contenedores y distribución de la vegetación.

Antes del establecimiento de los sustratos en el ensayo se evaluaron las propiedades físicas, hidrofísicas y químicas. Las determinaciones analíticas de los sustratos se realizaron en el Departamento de Edafología de la ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, utilizando los procedimientos metodológicos según la normativa europea UNE-EN para la caracterización física-química de sustratos de cultivos (AENOR, 2008; UNE-EN 13037-13041; UNE-EN 15428). El análisis estadístico de los datos se realizó mediante un análisis de varianza (ANOVA) en Infostat®. Se realizaron comparaciones de medias entre tratamientos utilizando la prueba de Tukey con un alfa de 0,05.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan las propiedades físicas de los sustratos antes de implantarlos en la cubierta vegetal: humedad gravimétrica (H_g), densidad aparente (D_a), densidad real (d_r) y espacio poroso total (EPT). Los resultados correspondientes a la evaluación de especies vegetales de este ensayo se encuentran en fase de análisis. Los valores medios de H_g , D_a , d_r y EPT fueron estadísticamente diferentes ($p \leq 0,05$) en los cinco sustratos evaluados. En cuanto a la H_g se obtienen valores medios en el rango de 9,4 % (RVC+PV) y 45,1 % (CPC+FC). El sustrato CPC+FC tiene la menor D_a media, menor tamaño de partículas y mayor EPT, siendo esta última superior al 85 % (nivel mínimo recomendado) (Abad y col., 1992). En ese sentido, RVC+PV presentó los mayores D_a y tamaño de partículas y menor EPT (Tabla 1). El

incremento de Da mayor a 400 Kg m⁻³ en los sustratos implica un alto grado de compactación reflejado en un mal desarrollo del sistema radicular de la planta. Los valores medios de dr se encuentran dentro de los niveles de referencia (1450-2650 Kg m⁻³) en todos los sustratos (Abad y col., 1992). Los sustratos con contenido de puzolana volcánica mostraron altas densidades y bajo EPT (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades físicas iniciales en sustratos de cultivo ensayados en un sistema de cubierta vegetal (valores promedios*)

Sustrato	Hg (%)	Da (Kg m ⁻³)	dr (Kg m ⁻³)	EPT (%)
RVC+PV	9,43 a	848,95 e	2419,67 e	65,02 a
CPC+PV	16,06 b	719,57 d	2375,03 d	68,92 b
CPC+FC	45,06 e	196,06 a	1823,05 a	89,25 e
RVC+CPC	36,40 d	363,44 b	2022,99 b	82,00 d
RVC+FC	27,20 c	387,89 c	2025,95 c	79,65 c
NIVEL ÓPTIMO¹	-	< 400	1450 -2650	>85

*Medias con una letra común en una misma columna no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$), Tukey HSD. RVC=Restos vegetales compostados, PV= puzolana volcánica, CPC=corteza de pino compostada, FC=fibra de coco. Hg=humedad gravimétrica, Da=densidad aparente, dr=densidad real y EPT=espacio poroso total.

¹Abad y col. (1992).

En la Tabla 2, se presentan los valores medios correspondientes a las variables que integran la curva de liberación de agua: capacidad de aireación (CA o Va₁₀), agua fácilmente disponible (AFD), agua de reserva (AR), el agua difícilmente disponible o utilizable (ADD) y masa de sólidos o fracción de poros (MS). Los rangos medios de CA oscilaron entre 29 % y 42 %, destacando RVC+CPC con el menor Va₁₀ y CPC+FC (42 %) con el superior. Los sustratos con mayor porcentaje de corteza de pino están fuera del valor máximo recomendado de CA, así como el sustrato RVC+PV. En cuanto al AFD oscila entre 4 % (RVC+PV) y 17 % (RVC+CPC y RVC+FC), con diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre estos sustratos (Tabla 2). Los valores de AR oscilaron entre 3 % y 5 %. Los niveles de referencia de AR, según diferentes autores, están entre el 4-10 %. Sólo el sustrato CPC+FC (4,79 %) se encuentran entre estos niveles y corresponde a la mezcla con mayor capacidad compensadora de agua o agua de reserva (Tabla 2). Los valores de ADD fueron estadísticamente iguales ($p \leq 0,05$) en RVC+CPC y RVC+FC. El porcentaje de ADD registrado en los sustratos oscilaron entre 18 % y 35 %, siendo los porcentajes óptimos recomendados de un 25-31 %, cumpliendo solamente RVC+CPC y RVC+FC con dicha característica. Las fracciones granulométricas finas hacen que se retenga el agua con mucha fuerza, tal como se observa en el mayor valor medio de ADD (CPC+FC) y por el contrario, un bajo porcentaje de AFD como en el sustrato RVC+PV (Tabla 2).

En la Tabla 3 se muestran los valores de pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MO) y la relación carbono-nitrógeno (C/N). Los valores de pH están en rangos de 5,5 a 8,0. Existen diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0,05$) entre todos los sustratos. Los valores más altos de pH corresponden a sustratos con mayor porcentaje de restos vegetales, debido a la composición del material principal utilizado. Los pH en CPC+FC y CPC+PV están dentro de los niveles óptimos generales referidos por Abad y col. (1992). En ese sentido, Baixauli y Aguilar (2002) destacan que el nivel óptimo de pH para cultivo sin suelo se sitúa en valores comprendidos entre 5,5 y 6,8, en este rango se encuentran de forma asimilable la mayor parte de los nutrientes. Los promedios de CE oscilaron entre un rango de 23 y 49 mS m⁻¹. El sustrato RVC+CPC presentó valores de CE significativamente mayores ($p \leq 0,05$). Bunt (1988) establece valores entre 20 y 350 mS m⁻¹ como nivel de salinidad satisfactorio para la mayoría de las plantas. Mientras que Abad y col. (1993) establece un rango óptimo de 75-349 mS m⁻¹.

Tabla 2. Propiedades hidrofísicas en sustratos de cultivo ensayados en un sistema de cubierta vegetal (valores en porcentaje/ volumen).

Sustrato	Espacio poroso total				
	CA (%)	AFD (%)	AR (%)	ADD (%)	MS (%)
RVC+PV	39,80 d	4,42 a	2,58 a	18,23 a	34,98 e
CPC+PV	37,88 c	7,58 b	2,66 a	20,80 b	31,08 d
CPC+FC	41,98 e	8,59 b	3,52 ab	35,16 d	10,75 a
RVC+CPC	29,42 a	17,00 c	4,79 b	30,79 c	18,00 b
RVC+FC	31,65 b	16,72 c	3,18 a	28,10 c	20,36 c
Nivel de referencia ¹	20-30 %	20-30 %	4-10 %	25-31 %	

* Medias con una letra común en una misma columna no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$), Tukey HSD. RVC=Restos vegetales compostados, PV= puzolana volcánica, CPC=corteza de pino compostada, FC= fibra de coco. CA=capacidad de aireación, AFD=agua fácilmente disponible, AR=agua de reserva, ADD=agua difícilmente disponible, MS= masa de sólidos. ¹Abad y col. (1992).

Tabla 3. Valores iniciales de pH, conductividad eléctrica (CE) materia orgánica (MO) y la relación carbono-nitrógeno en sustratos de cultivo (valores promedios expresados en porcentaje en peso *).

Sustrato	pH	CE (mS m ⁻¹)	MO (%)	C/N
RVC+PV	7,69 d	30,07 b	13,41 a	24,22 a
CPC+PV	5,96 b	22,67 a	16,32 a	58,15 b
CPC+FC	5,50 a	46,13 d	63,92 c	94,87 c
RVC+CPC	7,99 e	49,17 e	43,68 b	30,10 a
RVC+FC	7,39 c	40,17 c	43,42 b	31,20 a
Nivel de referencia ¹	5,5 - 6,8	15,1-50 ²	>80 %	20-40

* Medias con una letra común en una misma columna no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$), Tukey HSD. RVC=Restos vegetales compostados, PV= puzolana volcánica, CPC=corteza de pino compostada, FC= fibra de coco, CE= conductividad eléctrica, MO= Materia orgánica, C/N= relación carbono-nitrógeno. ¹Abad y col. (1992). ²Carmona y Abad (2008).

La MO fue significativamente superior ($p \leq 0,05$) en CPC+FC (64 %) y significativamente inferior ($p \leq 0,05$) en RVC+PV y CPC+PV (13 % y 16 %, respectivamente) donde, el menor contenido de MO en estos sustratos podría deberse a que contenían un material inorgánico, puzolana volcánica. Los valores encontrados en estos sustratos se encuentran por debajo del intervalo de referencia reportado por Abad y col. (2004), sin embargo, podría estar determinado por la naturaleza de los materiales utilizados. La relación C/N destaca valores superiores en CPC+FC (95) influyendo la corteza de pino utilizada como componente principal para esta mezcla. Se observan valores medios estadísticamente similares ($p \leq 0,05$) en los sustratos con mayor contenido de restos vegetales compostados, por lo que su contenido de N reduce la relación C/N (Tabla 3). Una relación C/N por debajo de 30 favorecería la descomposición de los sustratos por actividad microbiana. Cabe destacar que la relación C/N responde al origen de cada uno de los subproductos empleados. Los materiales compostados presentan buena estabilidad, pero no cabe esperar problemas de inmovilización de N a pesar de los elevados valores de C/N en la CPC+PV y CPC+FC.

4. CONCLUSIONES

Los niveles de referencia empleados corresponden a propiedades generales de sustratos, no existen datos específicos sobre terrazas verdes. En relación a las propiedades químicas, en el sustrato RVC+CPC el pH fue superior con relación a los demás sustratos, los cuales están más equilibrados. En cuanto a la CE, todos los sustratos presentan bajos niveles, aunque se

encontraron diferencias. La elevada Da observada en el sustrato RVC+PV puede limitar su uso. También, RVC+PV presenta problemas de porosidad en comparación con el resto de sustratos, los cuales tienen valores más adecuados. De las propiedades estudiadas se resalta la necesidad de bajas densidades, elevadas porosidades y estructura estable. De forma preliminar se puede afirmar que los sustratos ensayados muestran características adecuadas para la producción y desarrollo de estas plantas en el sistema de cubierta vegetal utilizado.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abad M., Martínez P.F., Martínez M.D., Martínez J., 1992 Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas de Horticultura* 11:141-154.
- Abad M., Noguera P., Carrión C., 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. En: *Tratado de cultivo sin suelo* (Ed. Miguel Urrestarazu). Ed. Mundi-Prensa. Madrid. Pp. 113-158.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2008. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo. 2000-2008.
- Alexandri E., Jones P., 2007. Developing a one-dimensional heat and mass transfer algorithm for describing the effect of green roofs on the built environment: comparison with experimental results. *Build. Environ.* 42 (8), 2835-2849
- Baixauli-Soria C., Aguilar-Oliver J.M., 2002. Cultivo sin suelo de hortalizas. Serie de divulgación técnica nº 53. Generalitat Valenciana, p110.
- Berghage R.D., Beattie D., Jarret A.R., Rezai F., 2007. *Green roof plant water use*. In: Berghage, R. (Ed.), Quantifying Evaporation and Transpirational Water Losses From Green Roofs and Green Roof Media Capacity for Neutralising Acid Rain. The Pennsylvania State University, Pennsylvania.
- Bunt A.C., 1988. *Media and Mixes for Container Grown Plants*. 2nd Ed. Unwin Hyman. Ltd., London.
- Carmona E., Abad M., 2008. Aplicación del compost en viveros y semilleros. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 399-424.
- FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau), 2008. Guideline for the planning, execution and upkeep of green-roof sites. Bonn. Germany.
- Graceson A., Hare M., Monaghan J., Hall N., 2013. The water retention capabilities of growing media for green roofs. *Ecol. Eng.* 61A, 328-334.
- Groenewegen P., van den Berg A., de Vries S., Verheij R., 2006. Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety. *BMC Public Health* 6 (1), 149.
- Kadas G., 2006. Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban Habitat*. 4(1), 66-86.
- MacIvor J.S., Ranalli M.A., Lundholm J.T., 2011. Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Ann. Bot.* 107, 671-679.
- White E.V., Gatersleben B., 2011. Greenery on residential buildings: does it affect preferences and perceptions of beauty? *J. Environ. Psychol.* 31, 89-98.

Agradecimientos: Finca Experimental El Encín (IMIDRA-Comunidad de Madrid). Financiación MINECO, P.N. Investigación (CTM2009-13140-C02-01). Colaboración: Pons Agropecuaria e Intemper Española.

BIOMASA MICROBIANA DEL SUELO Y FRACCIONES DE MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS RESTAURADOS DE CANTERAS CALCÁREAS

Lourdes Luna Ramos^{1*}, Isabel Miralles Mellado¹, Miguel Ángel Domene², Felipe Bastida López³, María Teresa Hernández Fernández³, Carlos García Izquierdo³, Albert Solé Benet¹

¹ EEZA-CSIC, La Cañada de San Urbano, 04120, Almería. España. *E-mail: lourdes@eeza.csic.es

² Estación Experimental Las Palmerillas, Cajamar, El Ejido, 04710, Almería. España

³ CEBAS-CSIC, Espinardo, 30100, Murcia. España

Resumen: En una restauración experimental de suelos en canteras de roca caliza en la Sierra de Gádor (Almería), se ha evaluado el efecto de la cantidad y la calidad de la materia orgánica sobre la composición de las comunidades microbianas del suelo. Los tratamientos realizados fueron una combinación de técnicas de restauración: a) aplicación de enmiendas orgánicas (compost procedente de la fracción orgánica de residuos domésticos, lodo precedente de una planta de tratamiento de aguas residuales y control) y b) incorporación de acolchado (grava, astilla forestal y control). Se plantaron 75 plantas de tres especies autóctonas (*Stipa tenacissima*, *Anthyllis terniflora* y *Anthyllis cytisoides*). Cuatro años después del inicio del proceso de restauración se determinaron en los suelos de las parcelas distintas fracciones de materia orgánica y se evaluó la influencia de los diferentes tratamientos sobre la composición estructural de las poblaciones microbianas del suelo mediante el análisis de fosfolípidos de ácidos grasos de membrana. Se observaron diferencias entre tratamientos en relación a la cantidad de materia orgánica (carbono orgánico) presente en las diferentes parcelas y su calidad (relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos). El diferente contenido de carbono orgánico total y la cantidad relativa de las diferentes sustancias húmicas influyeron significativamente sobre la composición microbiana de los suelos tratados, observándose diferencias entre las comunidades microbianas de los diferentes tratamientos. Los resultados revelaron que las enmiendas orgánicas, en particular el compost, incrementan el contenido de carbono orgánico y el desarrollo de las poblaciones microbianas y que la distinta cantidad y composición de la materia orgánica existente en los distintos tratamientos determinan cambios en la estructura de las comunidades microbianas del suelo.

Palabras clave: restauración de suelos, clima semiárido, enmiendas orgánicas, comunidad microbiana, PLFAs.

1. INTRODUCCIÓN

La incorporación de enmiendas orgánicas a suelos degradados mejora sus características físico-químicas, contribuyendo a reducir la erosión y mejorando el establecimiento de una cobertura vegetal (Ojeda y col., 2003; Ros y col., 2003). Además, representa un recurso de energía fácilmente disponible, compuestos de carbono, para los microorganismos del suelo, especialmente en suelos degradados por actividad minera que están muy limitados respecto al crecimiento microbiano (Ortiz y col., 2012; Moreno-De las Heras, 2009). Varios autores (Bastida y col., 2008; Lejon y col., 2007) han demostrado que el estado y la calidad de la materia orgánica que se incorpora al suelo modifica la estructura de la comunidad microbiana.

En regiones áridas-semiáridas, donde las precipitaciones son muy escasas, irregulares y con un marcado carácter torrencial, son aconsejables las técnicas para retener agua y evitar pérdidas de suelo. Las más utilizadas, aparte de las enmiendas orgánicas, han sido los acolchados orgánicos o inorgánicos, que también tienen un efecto sobre la diversidad de la comunidad bacteriana (Yang y col., 2003). El objetivo del estudio es evaluar la influencia de varios tipos de enmiendas orgánicas y acolchados sobre las comunidades microbianas del suelo y el estado de la materia orgánica en la restauración de suelos degradados por minería en clima semiárido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en las canteras de roca caliza en la Sierra de Gádor (36°55'20"N; 2°30'29"O), en la provincia de Almería. El clima de la zona, mediterráneo semiárido templado, se caracteriza por otoños e inviernos suaves que concentran la mayor parte de las precipitaciones anuales, inferiores a 250 mm, y veranos cálidos y acusadamente secos.

Las parcelas se implantaron en una ladera con una pendiente media de 19 % y una elevación media de 370 m s.n.m. El diseño experimental constaba de dos tratamientos de enmiendas orgánicas: lodo procedente de fangos deshidratados de EDAR, compost procedente de la fracción orgánica de residuos domésticos y el control sin enmienda; y se combinaron con diferentes acolchados: gravilla de diámetro 2-5 mm (G), astilla forestal procedente de tratamientos selvícolas de una masa forestal *Pinus halepensis* (F) y el control sin acolchado (NA). Se añadió la cantidad suficiente de enmienda para alcanzar un 2 % de materia orgánica en los primeros 15 cm del suelo. Respecto a los acolchados, se incorporó el material necesario para obtener una altura de acolchado entre 2 y 5 cm. En cada parcela experimental de 15 x 5 m, se plantaron 75 plantas autóctonas para acelerar el proceso de restauración ecológica (*Stipa tenacissima*, *Anthyllis terniflora* y *Anthyllis cytisoides*) con un marco de plantación de 1 m.

Transcurridos cuatro años desde la implantación del experimento se tomaron 3 muestras superficiales (0-15 cm de profundidad) de suelo de cada parcela experimental retirando previamente los acolchados. Según la metodología descrita por Duchaufour y Jacquin (1975) se realizó el fraccionamiento cuantitativo de la materia orgánica del suelo (MO) en una serie de fracciones como la materia orgánica particulada (MOP), los ácidos húmicos (AH), los ácidos fúlvicos (AF) y los ácidos fúlvicos extraídos con ácido fosfórico (AFP), así como la humina de insolubilización no extraíble (HNE). La estructura de la comunidad microbiana se analizó mediante el análisis de los ácidos grasos de membrana (PLFAs) siguiendo el procedimiento descrito por Frostegard y col. (1993) y Bardgett y col. (1996). Finalmente se midió la cobertura vegetal en cada parcela experimental. Se realizó un ANOVA de dos vías con las variables medidas y un análisis de componentes principales (ACP) con las concentraciones de PLFAs. Posteriormente, se generó una matriz de correlación de Pearson entre los dos componentes principales de la estructura microbiana y las fracciones de la MO. El análisis estadístico se llevó a cabo adoptando un valor de significación estadística de $p \leq 0,05$ y se realizó con el paquete de software estadístico SPSS Statistics 20.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados indican diferencias significativas en los contenidos de las diferentes fracciones de MO estudiadas en función del tipo de enmienda orgánica (Tabla 1). Las cantidades más elevadas de las fracciones de MO y de C orgánico, como sumatorio de todas las fracciones estudiadas, se alcanzaron en los tratamientos con compost (Figura 1). Este resultado puede atribuirse a que la tasa de mineralización del compost es menor que la del lodo, siendo éste último un material menos estabilizado con elevada cantidad de MO lábil que facilita la rápida acción de los microorganismos y produce altas pérdidas de carbono orgánico (Fernández y col., 2007). Además, una mayor cobertura en las parcelas con compost (94,5 %) frente a las parcelas con lodo (72,8 %) y control (45,2 %), puede influir en el aumento de C orgánico (Bastida y col., 2008).

Comparando la abundancia relativa de AH y AF, se observó que los valores más elevados y cercanos al suelo natural del entorno (suelo no perturbado por la extracción minera) pertenecen a los tratamientos con compost (Figura 1). También hay que destacar que la relación AH/AF, buen indicador de los procesos de humificación asociados a la estabilidad de la MO del suelo, está influenciada significativamente por ambos factores (enmienda

y acolchado) y sus interacciones (Tabla 1). El valor más elevado de la relación AH/AF se encontró en la combinación compost y astilla forestal (3,87 mg C g⁻¹ suelo) y el valor más bajo en la enmienda de lodo con acolchado de grava (0,05 mg C g⁻¹ suelo).

Tabla 1. Resultados del ANOVA factorial (enmienda y acolchado) para las fracciones de MO^a.

	C org total	MOP	AFP	AH	AF	HUM	AH/AF
Enmienda (E)	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Acolchado (A)	0,00	0,03	0,72	0,39	0,99	0,12	0,00
E x A	0,04	0,35	0,73	0,66	1,00	0,21	0,00

^aValores *P*.

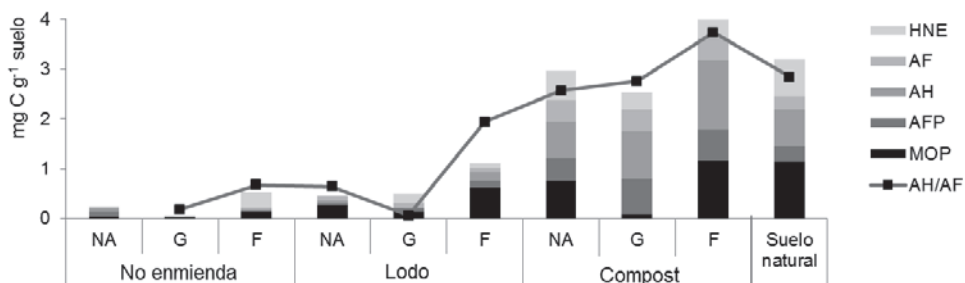


Figura 1. Fracciones de materia orgánica y relación AH/AF.

Las enmiendas orgánicas estimularon la proliferación de las comunidades bacteriana y fúngica, en cambio los acolchados no influyeron significativamente sobre estas comunidades (Tabla 2). Las concentraciones de PLFAs fúngicos era mayor en los suelos enmendados con compost que el resto de tratamientos y el suelo natural. Ambas enmiendas aumentaron de modo similar con relación al control la comunidad bacteriana, alcanzando valores muy similares al suelo natural de referencia (Figura 1). Sin embargo, la concentración relativa entre las bacterias Gram+ y Gram- era mucho mayor en el suelo no perturbado que en los diferentes tratamientos, a pesar de que el compost incrementaba esta relación de manera significativa con respecto al control (Figura 2). Schimel y col. (2007) indicaron que las bacterias Gram+ están más aclimatadas a suelos semiáridos.

Tabla 2. Resultados del ANOVA factorial (enmienda y acolchado) para las concentración de PLFAs de Gram+, Gram-, bacterias, hongos y los ratios bacterias/hongos y Gram+/Gram-^a.

	Gram+	Gram-	Hongos	Bacterias	Hongos/Bacterias	Gram+/Gram-
Enmienda (E)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Acolchado (A)	0,34	0,77	0,41	0,49	0,45	0,76
E x A	0,27	0,17	0,08	0,17	0,13	0,07

^aValores *P*.

Respecto a la estructura de la comunidad microbiana, el ACP de los PLFAs mostró que la composición microbiana de las parcelas con enmiendas orgánicas difiere notablemente de las parcelas sin enmienda y de la correspondiente a los suelos naturales no perturbados (Figura 3). La relación entre la estructura de la comunidad microbiana del suelo y la MO presente en cada tratamiento se refleja en una correlación positiva obtenida entre el Factor

1 del ACP de los PLFAs y el C orgánico en el suelo. La correlación positiva del Factor 2 con el contenido de AF y la relación AH/AF confirma que la estructura microbiana y el estado de la MO están relacionados entre sí (Tabla 3).

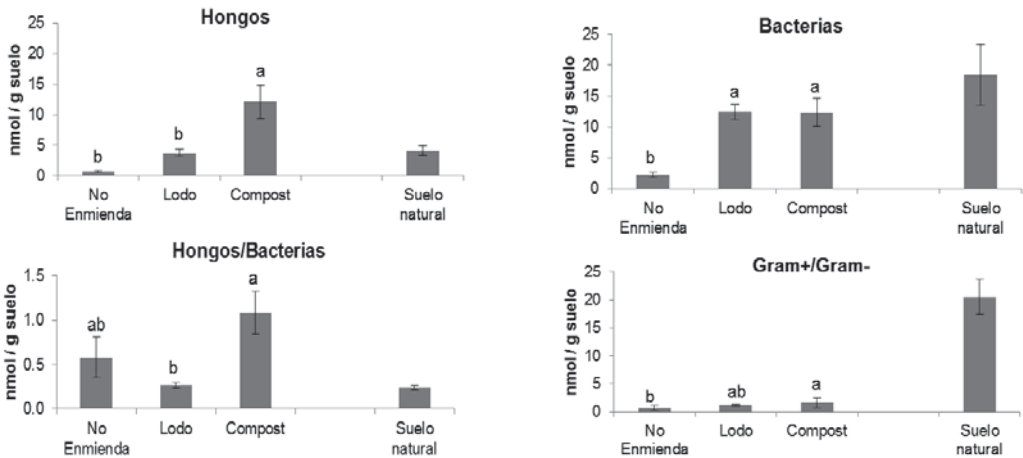


Figura 2. Concentración de PLFAs de hongos y bacterias, y concentraciones relativas Hongos/Bacterias y bacterias Gram+/Gram-.

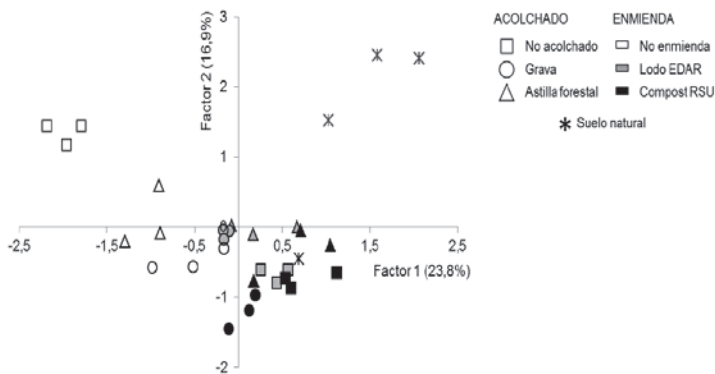


Figura 3. Distribución de las muestras en el análisis de componentes principales realizado con los PLFAs individuales analizados.

Tabla 3. Correlación entre el Factor 1 y 2 de PLFAs y los diferentes parámetros de la MO.

Parámetro	C org total	MOP (%)	AFP (%)	AH (%)	AF (%)	HUM (%)	AH/AF
Factor 1	0,66**	0,14	-0,32	-0,06	0,11	-0,25	0.19
Factor 2	0,00	0,14	0,05	0,11	-0,49**	0,13	-0,48**

** Significativo a $P \leq 0,01$

4. CONCLUSIONES

Se puede concluir que el uso de enmiendas orgánicas, en particular el compost, aporta una mejora en la calidad de la materia orgánica de los suelos degradados. Además, las en-

miendas estimulan el crecimiento de las comunidades microbianas determinando cambios estructurales en dichas comunidades con respecto a los suelos no enmendados, que ayudan a la estabilización de la materia orgánica.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bardgett R.D., Hobbs P.J., Frostegard A., 1996. Changes in soil fungal:bacterial biomass ratios following reductions in the intensity of management of an upland grassland. *Biol. Fert. Soils* 22, 261-264.
- Bastida F., Kandeler E., Moreno J. L., Ros M., García C., Hernández T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.* 40, 318-329.
- Duchaufour P., Jacquin F., 1975. Comparaison des processus d'humification dans les principaux types d'humus forestiers. *Science du Sol* 1, 29-36.
- 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, 497-503.
- Frostegard A., Baath E., Tunlid A., 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 25, 723-730.
- Lejon D.P.H., Sebastia J., Lamy I., Chaussod R., Ranjard L., 2007. Relationships between soil organic status and microbial community density and genetic structure in two agricultural soils submitted to various types of organic management. *Microb. Ecol.* 53, 650-663.
- Moreno-de las Heras M., 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149, 249-256.
- Ojeda G., Alcañiz J.M., Ortiz O., 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degrad. Dev.* 14, 563-573.
- Ortiz O., Ojeda G., y col., 2012. Improving substrate fertility to enhance growth and reproductive ability of a *Pinus halepensis* Mill. afforestation in a restored limestone quarry. *New Forest* 43, 365-381.
- Ros M., Hernandez M.T., García C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 35, 463-469.
- Schimel J.P., Balser T.C., Wallenstein M., 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology* 86, 1386-1394.
- Yang Y.J., Dungan R.S., Ibekwe A.M., Valenzuela-Solano C., Crohn D.M., Crowley D.E., 2003. Effect of organic mulches on soil bacterial communities one year after application. *Biol. Fert. Soils* 38, 273-281.

Agradecimientos: A HOLCIM-ESPAÑA SA por su inestimable contribución, incluida la económica, en todas las fases del proyecto de restauración, a la Junta de Andalucía por financiar el Proyecto RNM-5887 (convocatoria 2010) y la beca-contrato de la 1ª autora, a la FUNDACIÓN CAJAMAR por el trabajo de laboratorio y al CEBAS-CSIC por acoger durante tres meses de estancia a la 1ª autora.

ALTERACIÓN DE LOS PROCESOS DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO EN SUELOS CONTAMINADOS POR LA APLICACIÓN DE COMPOST

Elena Arco^{1*}, Inés Agudo¹, Erik Smolders², Rafael Clemente¹, M^a Pilar Bernal¹

¹Departamento 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.

*E-mail: earco@cebas.csic.es.

²Department of Earth and Environmental Sciences, Division of Soil and Water Management. KU Leuven, Kasteelpark Arenberg 20, 3001 Heverlee, Bélgica.

Resumen: Algunas actividades humanas, como la minería, producen contaminación de los suelos por elementos traza. En la Sierra Minera de La Unión (Murcia) la actividad minera desarrollada en el pasado produjo una alteración del entorno natural, haciendo que todavía hoy estén presentes en el área afectada una gran cantidad de depósitos de materiales mineros altamente inestables y que suponen una fuente de diseminación de elementos traza como el As. Los estudios referentes a los efectos de la adición de enmiendas orgánicas, como el compost, muestran efectos diferentes; algunos observan inmovilización del As en el suelo, mientras que otros muestran solubilización. A fin de evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en la movilidad del As, se ha estudiado el proceso de adsorción de As en suelos con y sin enmienda mediante la determinación de las isotermas de adsorción. Para ello se usaron suelos de cuatro emplazamientos de la Sierra más un suelo agrícola, y dos tipos de compost. Los resultados obtenidos muestran que el uso de compost disminuye la adsorción del As en los suelos mineros, mientras que en el suelo agrícola el compost incrementó su baja capacidad de adsorción, asociada a su alto contenido en arena.

Palabras clave: Isotermas de adsorción, alperujo, purín de cerdo, suelo minero, suelo agrícola.

1. INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un metaloide tóxico que está distribuido ampliamente en todo el mundo, encontrándose en suelos y aguas subterráneas debido a procesos naturales y/o actividades antropogénicas. Las principales fuentes no naturales de As se asocian con la minería, la siderurgia, el uso de fertilizantes y herbicidas en la agricultura, las plantas de tratamiento de combustión de fósiles, los desechos urbanos, y el uso de aditivos arsenicales en piensos animales o como conservantes de la madera (Bolan y col., 2014). Un ejemplo de contaminación por As debido a procesos naturales lo encontramos en la provincia de Segovia, donde el uso de agua de riego con altas concentraciones de As es la principal fuente de contaminación en suelos agrícolas. En la Sierra Minera de La Unión (Murcia), las actividades mineras han provocado que existan más de 4000 ha de superficie afectadas por dicha actividad, donde los suelos presentan elevados contenidos de elementos traza (ET), principalmente Cd, Cu, Pb, Zn y As (Clemente y col., 2012).

La movilidad, toxicidad y disponibilidad de arsénico en el medio se ve influenciada por las propiedades físico-químicas del suelo y están controladas por procesos de adsorción-desorción (Moreno-Jiménez y col., 2012). Las estrategias de remediación de estos suelos se basan en la reducción de su solubilidad para disminuir o evitar la transferencia de este metaloide al agua y/o la cadena alimentaria, aunque la eficiencia de estas estrategias está relacionada con las diferentes propiedades del suelo como son el pH, Eh, textura o presencia de iones que pueden competir por los sitios de unión con este metaloide. Así el uso de residuos industriales, orgánicos e inorgánicos, como enmiendas de estos suelos se propone como una buena opción. Las enmiendas orgánicas proporcionan tanto materia orgánica como nutrientes además de mejorar la estructura del suelo (Bernal y col., 2007).

La relación entre el arsénico del suelo y la materia orgánica es compleja, así hay estudios que demuestran que la aplicación de materia orgánica reduce la movilidad del arsénico (Cao y Ma, 2004), mientras en otros el As es liberado después de la aplicación del compost (Mench y col., 2003).

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto del uso de compost como enmienda orgánica en suelos sobre la adsorción de As mediante la determinación de las isothermas de adsorción.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Suelos y enmiendas

Se usaron cinco suelos con diferentes características (Tabla 1). Cuatro son suelos afectados por actividades mineras, procedentes de distintos emplazamientos de La Sierra Minera de La Unión (Murcia): San Ginés (SG), El Llano del Beal (L1 y L2) y El Gorguel (EG). El quinto suelo (SE) es un suelo agrícola procedente de Segovia, que ha sido regado con aguas de riego con altas concentraciones de As. Las texturas de los suelos mineros fluctuaron entre franco-arenosa y arenosa-franca, con una composición mineral compuesta principalmente por: cuarzo (19,8 %), moscovita (40 %) y calcita (13,5 %) en SG; yeso (22-38 %), moscovita (35-25 %) y plumbojarosita (17-18 %) en L1 y L2; moscovita (31 %) y proporciones similares de plumbojarosita, yeso y cuarzo (15 %) en EG; y ortoclasa (46 %) y cuarzo (25 %) en SE.

Tabla 1. Características de los suelos ensayados: SG: San Ginés, L1: El Llano del Beal, L2: El Llano del Beal ácido, EG: El Gorguel, SE: Segovia.

Suelo	pH	CE	MO	COT	NT	Fe	Mn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
		(dS m ⁻¹)	(%)	(g kg ⁻¹)				(mg kg ⁻¹)				
SG	7,6	0,2	3,9	22,5	0,9	36	6,8	65	<0,01	28	651	632
L1	6,2	2,7	0,2	1,3	0,4	108	4,1	664	19	193	10188	9686
L2	3,5	4,2	0,2	1,3	0,4	122	1,0	712	6	147	14532	3873
EG	7,5	2,3	1,1	6,0	0,3	153	4,0	338	31	142	6100	12500
SE	6,4	0,1	3,1	17,9	1,7	1,5	0,06	1,1	<0,01	5,8	9,7	27

CE: Conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, COT: carbono orgánico total, NT: nitrógeno total.

Enmiendas: Se usaron dos compost, C1 elaborado a partir de alperujo y estiércol vacuno, con valores de pH= 8,8, CE= 6,1 dS m⁻¹, MO= 73,1 %, COT= 439 g kg⁻¹, N-total= 31,7 g kg⁻¹, con un alto grado de humificación (C_{AH}/C_{AF} = 2,6); y C2 elaborado a partir de la fracción sólida del digerido procedente de la digestión anaerobia del purín de cerdo y con valores de pH= 6,4, CE= 7,3 dS m⁻¹, MO= 49,3 %, COT= 242 g kg⁻¹, N-total= 26,3 g kg⁻¹, rico en fósforo y potasio (equivalente a 3,72 % P₂O₅, 0,90 % K₂O₅). El C1 fue usado en SG, L1, L2 y SE, el C2 solo se usó en EG, en función de estudios previos.

2.2. Procedimiento experimental

Los suelos se trataron con los compost en proporción de 2 % en peso, se humedecieron al 60 % de su capacidad de retención hídrica y se incubaron durante 30 días a 26 °C. Pasado ese tiempo se secaron al aire y sobre ellos se determinaron las isothermas de adsorción de As.

Las isothermas de adsorción de As (V) se determinaron mediante el siguiente procedimiento: Las muestras de suelos y suelos tratados con compost se agitaron durante 24 h con disoluciones de concentraciones crecientes de Na₂HAsO₄ (0-100 mg As L⁻¹) en NaNO₃ 1 M (electrolito de base) en proporción 1:10 (p:v). En el extracto obtenido tras su centrifugación

y filtrado se determinó el As (V) en equilibrio mediante fluorescencia atómica (PSA Millenium Excalibur). El As adsorbido en el suelo se calculó como la diferencia entre la concentración de la disolución inicial y en equilibrio. Los resultados obtenidos en los ensayos de adsorción de As (V) se ajustaron a los modelos de las isothermas de Langmuir ($x/m = \beta_L K_L C / (1 + K_L C)$), donde x es la cantidad de materia adsorbida (μmol), m la cantidad de adsorbente (g), C la concentración de la disolución en equilibrio ($\mu\text{mol L}^{-1}$), β_L la cantidad máxima de adsorción ($\mu\text{mol g}^{-1}$) y K_L la cte. de Langmuir ($\text{L } \mu\text{mol}^{-1}$) y Freundlich ($x/m = K_F C^{1/n}$), donde K_F es una constante de capacidad de adsorción (L g^{-1}) y n la constante de intensidad de adsorción (adimensional) mediante ajuste no-lineal (SigmaPlot v. 11).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la concentración de As adsorbido por cada suelo frente a la concentración de As en equilibrio. Se observa que la concentración de As adsorbido por el suelo fue mayor para los suelos mineros L1, L2 y EG sin enmiendas, debido a su alta riqueza en Fe, disminuyendo su capacidad de adsorción tras la aplicación del compost. Sin embargo, en los suelos SG y SE la adsorción de As fue mucho menor que en los anteriores y en estos casos la aplicación de compost provocó un aumento en la adsorción de As.

Los parámetros de las cinéticas de adsorción de Langmuir y Freundlich (β_L , K_L , K_F , n) y los valores de los coeficientes de correlación (R^2) y la significación de los ajustes obtenidos se muestran en la Tabla 2. Así, el proceso de adsorción de As en los suelos se ajustó con mayor nivel de significación al modelo de Freundlich que al modelo de Langmuir (con excepción de SE), lo que significa que la adsorción del arsénico no está limitada por la saturación de la superficie del suelo ya que la adsorción ocurre con la formación de multicapas, en lugar de solo una monocapa como sucede en la isoterma de Langmuir.

La constante de Freundlich “ n ” fue mayor que 1, indicando un proceso favorable, ya que “ n ” indica la intensidad de adsorción, valores mayores de 1 indican un mejor mecanismo de adsorción y de una unión relativamente más fuerte entre adsorbato y adsorbente, es decir, cuanto mayor sea el valor n mayor será la adsorción del As en las partículas del suelo dando lugar a un proceso de adsorción favorable. Los valores de K_F en dicho modelo de Freundlich disminuyeron significativamente en los suelos mineros con la aplicación de compost, lo que indicaría que la materia orgánica del compost podría bloquear los lugares de adsorción de As en la fracción mineral del suelo (rica en Fe). De hecho, los suelos tratados con compost mostraron un proceso cinético que se describe mejor con Langmuir, indicando que existe un valor máximo de adsorción por el bloqueo de ciertos lugares de adsorción de As por la materia orgánica del compost.

Así, la constante K_L de Langmuir, la cual está relacionada con la energía de adsorción, resultó reducida en los tratamientos con compost respecto a los suelos no tratados. Un mayor valor de esta constante indica la formación de fuertes uniones del As con el suelo. Por tanto, el As tiene mayor afinidad de unión a los suelos no enmendados. La adsorción máxima (β_L) según el modelo de Langmuir se incrementó con el uso de la enmienda en los suelos con menor capacidad de adsorción, proporcionando de esta forma la enmienda nuevos lugares de adsorción al suelo.

En los suelos mineros L1, L2 y EG el uso de compost disminuyó la adsorción de As; este efecto ha sido relacionado por autores con la competencia entre las sustancias húmicas y las formas aniónicas del As por los lugares de retención en el suelo (Mench y col., 2003). En los suelos con baja capacidad de adsorción de As (SG y SE) debido a su textura muy arenosa y menor concentración de hierro, el uso de compost favoreció la adsorción de As en el suelo, lo cual puede estar asociado a la formación de complejos estables con ligando orgánicos (Cao y Ma, 2004).

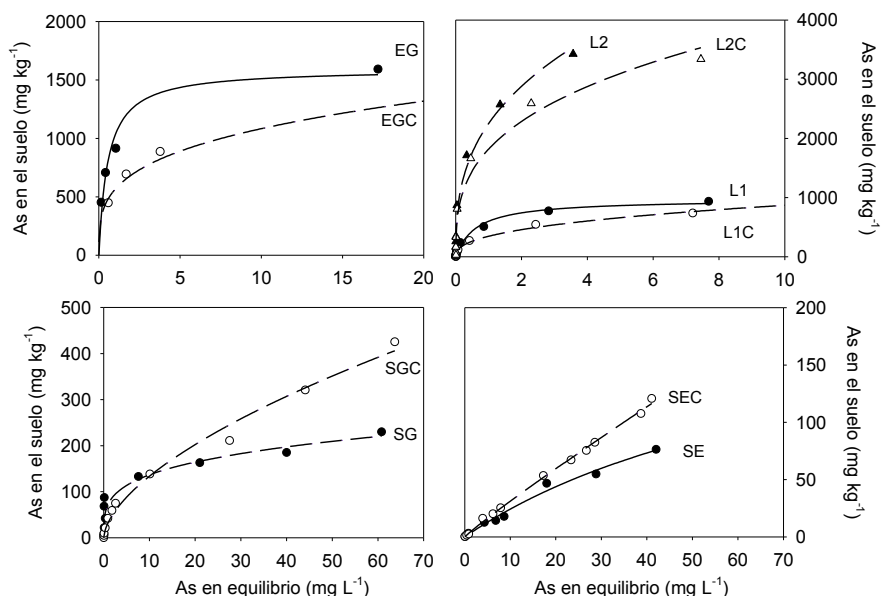


Figura 1. Isothermas de adsorción de As (V) en suelos sin enmienda (●) y con enmienda (○). SG y SGC: suelo San Ginés sin y con compost; L1 y L1C: suelo El Llano del Beal sin y con compost; L2 y L2C: suelo ácido El Llano del Beal sin y con compost; EG y EGC: suelo El Gorguel sin y con compost; SE y SEC: suelo Segovia sin y con compost. Los puntos son los valores experimentales y las líneas representan los ajustes a los modelos de Langmuir (líneas continuas) y de Freundlich (líneas discontinuas).

Tabla 2. Resumen de los ajustes de los datos experimentales a los modelos cinéticos de adsorción de As.

Suelos	Langmuir				Freundlich			
	β_L	K_L	R^2	P	K_F	n	R^2	P
SG	182	2,30	0,849	***	74	3,80	0,926	***
SGC	771	0,02	0,966	***	33	1,66	0,990	***
L1	974	1,61	0,986	***	473	2,70	0,978	***
L1C	1030	0,56	0,969	***	349	2,51	0,994	***
L2	3408	3,67	0,962	***	2248	2,80	0,984	***
L2C	3277	2,66	0,968	***	1818	3,02	0,972	***
EG	1595	1,81	0,974	**	815	4,11	0,974	**
EGC	1510	0,50	0,980	**	565	3,53	0,982	**
SE	226	0,01	0,987	***	3,7	1,23	0,985	***
SEC	1466	0,002	0,997	***	3,6	1,07	0,998	***

β_L : adsorción máxima ($\mu\text{mol g}^{-1}$), K_L : constante de Langmuir ($\text{L } \mu\text{mol}^{-1}$), K_F : constante de capacidad de adsorción (L g^{-1}), n : constante de intensidad de adsorción (adimensional). **, ***: significativo al nivel de probabilidad $P < 0,01$ y $0,001$, respectivamente.

4. CONCLUSIONES

La aplicación del compost tuvo efectos diferentes en el proceso de adsorción de As de los suelos, en función de las características del suelo al que se añadió. Así el uso de compost en el suelo agrícola y en el suelo minero SG, con baja capacidad de adsorción favoreció dicho proceso, disminuyendo así la disponibilidad de As. En cambio, en los suelos mineros ricos en óxidos de hierro, el compost tuvo un efecto negativo en la adsorción de As, pudiendo bloquear

los lugares de adsorción en la fracción mineral. Por ello el uso de compost puede ser una opción adecuada para favorecer la inmovilización de As en ciertos suelos, pero la composición de los mismos es crucial para entender los efectos que las enmiendas orgánicas pueden provocar en la solubilidad y disponibilidad de As.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Clemente R., Walker D.J., 2007. The role of organic amendments in the bioremediation of heavy metal-polluted soils. En: Robert W. Gore (Ed) *Environmental Research at the Leading Edge*. Ed. Nova Science Publisher, Inc., New York, pp. 1-57.
- Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M.B., Scherckel K., 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize?. *J. Hazardous Mat.* 266, 141-166.
- Cao X., Ma L.Q., 2004. Effects of compost and phosphate on plant arsenic accumulation from soils near pressure-treated wood. *Environ. Pollut.* 132, 435-442.
- Clemente R., Walker D.J., Pardo T., Martínez-Fernández D., Bernal M.P., 2012. The use of a halophytic plant species and organic amendments for the remediation of a trace elements-contaminated soil under semi-arid conditions. *J. Hazardous Mat.* 223-224, 63-71.
- Mench M. Bussiere S., Boisson J., Castaing E., Vangronsveld J., Ruttents A., De Koe T., Bleeker P., Assuncao A., Manceau A., 2003. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatment. *Plant Soil* 249, 187-202.
- Moreno-Jiménez E., Esteban E., Peñalosa J.M., 2012. The fate of Arsenic in soil-plant system. *Rev. Environ. Cont. Toxicol.* 215, 1-37.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MICINN) a través del proyecto CTM2010-21922-C02-01. E. Arco agradece al Ministerio la beca FPI otorgada (ref.: BES-2011-050608).

USO COMBINADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y *PAULOWNIA FORTUNEI* EN SUELOS MODERADAMENTE CONTAMINADOS CON ELEMENTOS TRAZA

Francisco Cabrera*, Paula Madejón, Jian Xiong, Engracia Madejón

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Avda. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla.

*E-mail: fcabrera@irnase@csic.es

Resumen: Se ha estudiado el efecto de *Paulownia fortunei* (árbol de crecimiento rápido) y de dos composts sobre las propiedades de tres suelos (dos de ellos moderadamente contaminados con elementos traza, ET), en condiciones de semi-campo durante 18 meses. Veintisiete contenedores de 90 litros se llenaron con dos suelos contaminados con ET (AZ pH 6,9 y V pH 3,7) y uno no contaminado, NC (pH 7,5). Por cada suelo se establecieron tres tratamientos (compost de alperujo, AC, compost de biosólidos, BC y un control sin enmienda) en un diseño de bloques al azar con tres réplicas por tratamiento. En cada contenedor se plantó una planta de *P. fortunei* de 10-15 cm. La presencia de la planta y las enmiendas aumentó el pH del suelo ácido, así como la concentración de materia orgánica de todos los suelos, mejorando sus propiedades bioquímicas. Solamente en los tratamientos del suelo ácido (V) se observó una notable disminución de la disponibilidad de Cd, Cu y Zn, especialmente con la enmienda AC. En los suelos sin enmendar también se observó el efecto positivo de la presencia de la planta. Las concentraciones de elementos traza, excepto las de Cu y Zn, en las hojas de la planta se mantuvieron dentro de los intervalos normales. Las enmiendas sólo tuvieron efecto positivo sobre la producción de biomasa de *P. fortunei* en el suelo ácido. Los resultados del estudio a medio plazo mostraron que el uso combinado de enmiendas orgánicas y *P. fortunei* puede usarse en suelos contaminados con ET, contribuyendo a su recuperación (fitorremediación).

Palabras clave: disponibilidad, nutrientes, actividades enzimáticas, fitoestabilización/fitoimmobilización.

1. INTRODUCCIÓN

La fitoestabilización y la fitoimmobilización son técnicas de contención de la contaminación en suelos que usan una combinación de plantas y enmiendas, y que son recomendables para los suelos contaminados con elementos traza (ETs). La fitoestabilización del suelo tiene lugar mediante las raíces de las plantas que protegen la superficie del suelo de la erosión del viento y del agua, evitando la contaminación de los suelos y aguas adyacentes. Asimismo, la pérdida de agua por transpiración evita el lixiviado de las aguas contaminadas. Por otra parte la fitoimmobilización de los contaminantes tiene lugar en la zona radical mediante procesos de adsorción/absorción, precipitación y formación de compuestos insolubles, así como mediante la alteración de los factores que afectan a la movilidad de los contaminantes. Todos estos procesos aumentan en presencia de enmiendas que reducen la movilidad y la disponibilidad de los ETs (Wenzel y col., 1999).

Algunas especies arbóreas pueden utilizarse para fitoestabilización/fitoimmobilización debido a su capacidad para crecer en suelos pobres en nutrientes, su profundo sistema radical, su alta tasa de crecimiento y relativa tolerancia a los ETs. Por otra parte, el posible aprovechamiento económico de su biomasa hace atractivo su cultivo en suelos que no podrían tener otros usos (Pulford y Watson, 2003).

El objetivo del presente estudio es la fitoestabilización/fitoimmobilización de suelos contaminados ETs mediante la utilización de dos enmiendas orgánicas y una especie arbórea *Paulownia fortunei* (árbol de crecimiento rápido, con elevada producción de biomasa 150 Mg ha⁻¹ anuales en plantaciones de 2000 árboles ha⁻¹ de 5-7 años) cuya biomasa es aprovechable con fines energéticos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo al aire libre en veintisiete contenedores de 90 litros que se llenaron con los primeros 15 cm de dos suelos moderadamente contaminados con ETs (AZ pH 6,9 y V pH 3,7) y uno no contaminado, NC (pH 7,5). Por cada suelo se establecieron tres tratamientos: compost de alperujo (AC, pH 8,10; MO, 29,1 %), compost de biosólidos (BC, pH 7,09; MO, 22,6 % y un control sin adición de enmienda), en un diseño de bloques al azar con tres réplicas por tratamiento. En cada contenedor se plantó una planta de *P. fortunei* de 10-15 cm. Las enmiendas se añadieron en noviembre 2011 a razón de 30 Mg ha⁻¹ en todos los suelos, más 25 Mg ha⁻¹ en marzo 2012 en el suelo V. Los contenedores se regaron por goteo diariamente (333 ml al día) entre mayo y octubre.

Las muestras de suelo tomadas en mayo 2013, se dividieron en dos partes, una se guardó a 4° C para las determinaciones microbiológicas (actividades enzimáticas deshidrogenasa, arisulfatasa, β -glucosidasa, fosfatasa y ureasa), y otra se secó al aire. En las muestras de suelo secadas al aire, disgregadas y tamizadas (<2mm), se determinó el pH en KCl 1M (relación suelo/ KCl 1:2,5), el contenido en C orgánico total (Walkley y Black, 1934) y las concentraciones de N-Kjeldhal (Hesse 1971), P-Olsen (Olsen y col., 1971) y K-disponible (Dewis y Freitas 1970). La concentración de ETs disponibles se estimó mediante la solubilidad en Cl₂Ca 0,01 M (relación suelo/ Cl₂Ca 1:10) en muestra de suelo (<2mm) molidas a <60 μ m (Houba y col., 2000). Las hojas se muestrearon al final del experimento antes de cortar los árboles para determinar la biomasa total. Las muestras de hojas lavadas (0,01 M HCl y agua desionizada), secadas a 70 °C y molidas (<500 μ m) se digirieron con HNO₃ concentrado en horno de microondas. Las determinaciones de ETs en los extractos de suelo en CaCl₂ y las de ETs y nutrientes en los extractos de HNO₃ en hojas, se llevaron a cabo por ICP-OES. Más detalles de la experimentación y de la metodología analítica en Madejón y col. (2014).

Los resultados, o sus transformados logarítmicamente, de cada suelo se analizaron mediante ANOVA considerando el tratamiento como variable independiente. Las diferencias significativas se establecieron por el test de Tukey ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra que al final del experimento en todos los suelos se observaron valores de pH generalmente más altos que en los suelos originales. Asimismo, en todos los suelos se observó aumentos del pH en los suelos tratados con enmiendas respecto al control, aunque las diferencias sólo fueron significativas en los suelos NC y V. Los valores de TOC, N-Kjeldhal y de P-Olsen al final del experimento, también aumentaron en los tres suelos respecto a los suelos originales. La aplicación de enmiendas hizo aumentar significativamente las concentraciones de estos tres parámetros respecto al control en los tres suelos. También se observó un aumento del K-disponible en los tratamientos con compost de alperujo (AC), que contiene un 2,8 % de K, en comparación con el BC (0,82 % K).

La aplicación de enmiendas también produjo algunos aumentos en las actividades enzimáticas de los suelos, aunque no siempre significativas estadísticamente (Tabla 2). En la misma tabla puede observarse que los valores de Cd, Cu y Zn disponibles de los suelos originales eran mucho más altos que al final del experimento, siendo más altos en el suelo ácido V que en los suelos neutros (NC y AZ), observándose la siguiente secuencia NC<AZ<<V. Al final del experimento, la presencia de la planta y la aplicación de enmiendas hicieron decrecer el Cd disponible a valores por debajo del límite de detección del método empleado (0,01 mg kg⁻¹). La aplicación de las enmiendas redujo los valores de Cu y Zn disponibles en los dos suelos contaminados, y especialmente en el suelo ácido contaminado (V). La efectividad de ambas enmiendas para reducir la concentración de Cd, Cu y Zn

disponibles respecto a los suelos no enmendados fue muy similar. Las concentraciones de As y Pb disponibles fueron siempre menores que límite de detección del método utilizado (0,01 mg l⁻¹ en el extracto, equivalente a 0,1 mg kg⁻¹ en el suelo).

Tabla 1. Valores medios de algunas características de los suelos antes del experimento (*Original*) y al final del mismo.

Suelo	Tratamiento	pH	TOC %	N-Kjeld. %	P-Olsen mg kg ⁻¹	K-disp. mg kg ⁻¹
NC	<i>Original</i>	7,11	0,49	0,040	7,33	169
	Control	6,90 a	1,08 a	0,057 a	2,83 a	143
	AC	7,22 ab	1,41 ab	0,098 b	17,9 a	193
	BC	7,15 b	1,65 b	0,087 ab	51,3 b	133
AZ	<i>Original</i>	6,93	1,98	0,140	11,70	270
	Control	7,23	2,30 a	0,140 a	7,50 a	198 a
	AC	7,25	3,03 ab	0,180 b	23,3 b	262 b
	BC	7,26	2,73 b	0,210 ab	60,2 c	205 a
V	<i>Original</i>	3,68	0,63	0,090	17,60	38
	Control	5,39 a	1,34 a	0,100 a	15,5 a	45 a
	AC	6,51 b	1,82 b	0,190 ab	41,4 b	133 b
	BC	6,28 b	2,33 ab	0,140 b	56,4 b	54 a

Para cada suelo, valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Las concentraciones de N, P y K en hojas de Paulownia prácticamente en todos los casos fueron mayores que los valores medios normales (Mills y Jones, 1991). En general dichas concentraciones fueron muy similares en los suelos NC y AZ y algo más bajas en el suelo V. Solamente se observaron aumentos de las concentraciones de dichos elementos, atribuibles a las enmiendas, en el N del suelo NC y de los tres nutrientes en el suelo V, si bien no siempre las diferencias fueron significativas (Tabla 3).

Tabla 2. Valores medios de Cd, Cu y Zn extractables con CaCl₂ (disponibles) y actividades enzimáticas deshidrogenasa, DHA; arilsulfatasa, AS; β-glucosidasa, βG; fosfatasa ácida, APA; ureasa, UA, de los suelos al final del experimento

Suelo	Trat.	Cd-dis.	Cu-dis.	Zn-dis.	DHA ¹	ASA ²	βGA ²	APA ²	UA ³
NC			mg kg ⁻¹						
	<i>Original</i>	0,019	0,012	0,036					
	Control	< 0,01	0,05 a	0,003 a	1,68	19,8	102	627	14,0
	AC	< 0,01	0,16 b	0,041 b	1,14	22,4	133	608	26,6
AZ	BC	< 0,01	0,12 b	0,03 b	1,63	21,2	126	658	20,4
	<i>Original</i>	0,04	0,26	0,16					
	Control	< 0,01	0,15	0,071 a	2,29	55,0	297	1194	44,2
	AC	< 0,01	0,18	0,110 b	2,36	44,1	255	1045	33,0
V	BC	< 0,01	0,13	0,048 a	2,49	78,9	389	1314	41,4
	<i>Original</i>	0,17	2,49	22,5					
	Control	< 0,01	0,14 a	0,41 b	1,57 a	5,33	44	641	6,46 a
	AC	< 0,01	0,26 b	0,13 a	2,49 b	12,2	66	946	24,9 b
	BC	< 0,01	0,26 b	0,12 a	1,91 b	22,3	49	722	13,5 b

¹DHA, µg INTF g dry soil⁻¹ h⁻¹; ²ASA, βGA, APA, µg PNP g dry soil⁻¹ h⁻¹; ³UA, µg N-NH₄⁺ g dry soil⁻¹ h⁻¹

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 3. Concentraciones medias de N, P, K, As, Cd, Cu, y Zn en hojas Paulownia y de valores medios de biomasa.

Suelo	Tratamiento	N	P	K	As	Cd	Cu	Zn	Biomasa
		%				mg kg ⁻¹			g/árbol (ps)
NC	Control	2,71	0,61	1,72	0,66	0,005	34,8	99,8	136
	AC	3,22	0,69	1,84	0,51	0,008	43,5	112	148
	BC	3,17	0,68	1,73	0,62	0,003	38,9	116	137
AZ	Control	3,56	0,67	1,82	0,54	0,054	42,8	233	144
	AC	3,42	0,65	1,75	0,48	0,080	43,4	243	146
	BC	3,62	0,65	1,77	0,50	0,050	45,4	206	152
V	Control	2,56	0,40 a	1,08 a	0,55	0,040	43,4	163	39 a
	AC	3,43	0,62 b	1,86 b	0,60	0,025	42,8	172	92 b
	BC	3,28	0,50 ab	1,08 a	0,77	0,026	36,9	172	102 b
Valores normales ¹		2,46	0,23	1,65	1-1,7	0,05-0,2	5-30	27-150	

¹Kabata-Pendias y Pendias (2001); Mills y Jones (1991). Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

No se encontraron diferencias significativas debidas a las enmiendas en las concentraciones de As, Cd, Cu y Zn en hojas Paulownia (Tabla 3). Los valores de As y Cd estuvieron dentro de los intervalos normales para hojas maduras (Kabata-Pendias y Pendias, 2001) y sus coeficientes de transferencia (CT, relación entre la concentraciones en la planta y el suelo) fueron muy bajos <0,1 para el As y <0,05 para el Cd. Las concentraciones de Cu en las hojas estuvieron por encima de los del intervalo normal con CT<0,5, incluso en el suelo no contaminado (NC), lo que indica la capacidad de esta planta para acumular este elemento. Estos resultados concuerdan con los de Jiang y col. (2012), que recomiendan esta planta para la recuperación de áreas contaminadas con Cu. Las concentraciones de Zn en las hojas fueron altas, pero dentro del intervalo normal en el suelo NC, pero superaron el límite superior de dicho intervalo en los suelos contaminados AZ y V (TC ≈ 1). Estos resultados ponen de manifiesto la eficiencia de esta planta para absorber Zn en suelos contaminados también encontrados por Azzarello y col. (2012) y Wang y col. (2009).

En los suelos neutros (NC y AZ), después de 18 meses de cultivo, la producción de biomasa de Paulownia fue muy similar, e independiente de la aplicación de enmiendas (Tabla 3). Sólo se observaron efectos negativos de la acidez y de la concentración de ETs en el suelo V, que dieron lugar a las producciones más bajas en comparación con las de los otros dos suelos. Sin embargo, en este suelo se observó una respuesta positiva a las enmiendas, cuya biomasa se triplicó en los suelos enmendados respecto al suelo sin enmendar. De acuerdo con estos resultados, Paulownia es una planta adecuada para la fitoestabilización/fitoinmovilización de suelos contaminados con ETs, debido a su alta producción de biomasa, manteniendo una baja translocación en la mayoría de estos elementos a la parte aérea.

4. CONCLUSIONES

Paulownia fortunei es una especie muy interesante para la fitoestabilización/fitoinmovilización de suelos contaminados con elementos traza en combinación con enmiendas orgánicas, debido a su alta producción de biomasa y absorción de ETs, y a pesar de su alta exigencia de nutrientes, que sin embargo se les puede suministrar mediante la aplicación de enmiendas orgánicas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Azzarello E., Pandolfi C., Giordano C., Rossi M., Mugnai S., Mancuso, S., 2012. Ultramorphological and physiological modifications induced by high zinc levels in *Paulownia tomentosa*. *Environ. Exp. Bot.* 81, 11-17.
- Dewis J., Freitas F., 1970. *Método físicos y químicos de suelos y aguas*. Food and Agriculture Organization, Boletín de Suelo N° 10. 252 pp.
- Hesse P.R., 1971. *A textbook of soil chemical analysis*. John Murray, London. R.U. 520 pp.
- Houba V.J.G., Temminghof, E.J.M., Gaikhorst, G.A., Van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31:1299-396.
- Jiang Z. F., Huang S. Z., Han Y.L., Zhao J.Z., Fu J.J., 2012. Physiological response of Cu and Cu mine tailing remediation of *Paulownia fortunei* (Seem) Hemsl. *Ecotoxicology* 21, 759-767.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001. *Trace elements in soils and plants*. 3ª Edition. CRC Press LLC, Boca Raton, FL., EE.UU. 403 pp.
- Madejón P., Xiong J., Cabrera F., Madejón E., 2014. Quality of trace element contaminated soils amended with compost under fast growing tree *Paulonia fortunei* plantation. *J. Environ. Manage.* 144, 176-185.
- Mills H., Jones J.B., 1991. *Plant analysis hand book II*. MicroMacro Publishing, Inc., EE.UU. 422 pp.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U.S. Department of Agriculture. Report 939*. US Government Printing Office, Washington DC. EE.UU.
- Pulford I.D., Watson C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environ. Int.* 29, 529-540.
- Walkley A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed determination of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Wang Q., Shogren J.F., 1992. Characteristics of the crop-paulownia system in China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 39, 145-152.
- Wenzel W.W., Adriano D.C., Salt D., Smith R., 1999. Phytoremediation: A plant-microbe-based remediation system. En: Adriano, D. C., Bollag, J.M. , Frankenberger, Jr. W.Y., Sims, Y. (Eds.). *Bioremediation of contaminated soils*. Agronomy No. 37. ASA, CSSA. SSSA Madison. EE.UU, pp. 457-508.

Agradecimientos: Estudio financiado por la Junta de Andalucía (RNM-6398) con Fondos europeos para el desarrollo regional (FEDER).

OBTENCIÓN DE PROTEASAS A PARTIR DE RESIDUOS DE PELO VACUNO POR FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO Y USOS POTENCIALES

Teresa Gea*, Juliana Abraham, Cindy Ballardo, Alejandra Cerda, Pedro Jiménez, Nora Yazid, Adriana Artola, Raquel Barrena, Mamdouh El-Bakry, Xavier Font, Antoni Sánchez

GICOM, Grupo de Investigación en Compostaje, Departamento de Ingeniería Química, Universitat Autònoma de Barcelona, 08913-Bellaterra (Cerdanyola del Vallés, Barcelona)

**E-mail: teresa.gea@uab.cat; twww.gicom.cat.*

Resumen: La fermentación en estado sólido (FES) ofrece una excelente alternativa de valorización de residuos sólidos orgánicos mediante la obtención de compuestos de valor añadido, como es el caso de la obtención de proteasas a partir de pelo vacuno de la industria de curtido de pieles y su uso en el depilado enzimático de cueros. La FES aerobia y su impacto ambiental se han estudiado a diferentes escalas de laboratorio (0,5, 4,5 y 50L). El sustrato es pelo residual obtenido en el depilado químico de cueros y se han utilizado dos tipos de lodo de EDAR (fresco y digerido) como cosustrato, para regular el pH inicial y aportar microorganismos. Se ha observado una elevada producción de proteasas alcalinas. Tras una caracterización preliminar, éstas se han aplicado al depilado de cueros. Los rendimientos obtenidos equivalen a los del actual depilado químico, que genera efluentes residuales tóxicos. Posteriormente a la extracción de las proteasas, el sustrato sólido se procesa hasta la obtención de compost. Un análisis económico preliminar confirma la viabilidad de aplicar la FES como alternativa de valorización que cierra el ciclo de la materia en la industria de los curtidos.

Palabras clave: residuos industriales, proteasas, depilado enzimático, curtido pieles.

1. INTRODUCCIÓN

La fermentación en estado sólido (FES o SSF por sus siglas en inglés) se define como la fermentación de un sustrato sólido en ausencia de agua libre. Esta es una definición muy genérica que engloba procesos aerobios y anóxicos, como por ejemplo los conocidos procesos de compostaje o ensilado. En los últimos años ha proliferado la publicación de trabajos científicos que exploran la obtención mediante FES de muy diversos productos, como enzimas o biosurfactantes, a partir de diferentes sustratos, a menudo residuos sólidos (Pandey y col., 2008). La mayoría de estos trabajos describen experimentos a escala laboratorio, utilizando pocos gramos de sustrato. Si bien los resultados son prometedores, la aplicación de la fermentación en estado sólido a escala industrial se enfrenta a importantes restricciones en el escalado del proceso y su control por las dinámicas de transferencia de materia y energía que ocurren en matrices sólidas. Aun así, la FES se muestra como una herramienta muy prometedora que promueve el tan necesario cambio de paradigma de residuo a producto o de residuo a recurso.

Actualmente, GICOM explora el uso de la fermentación en estado sólido para la valorización de residuos y la obtención de nuevos productos, como enzimas termoestables, biofloculantes y biosurfactantes o biopesticidas. GICOM utiliza una FES aerobia y termófila fácilmente escalable de acuerdo con el conocimiento existente del proceso de compostaje que se ejecuta con éxito a escala industrial (Abraham y col., 2013).

La industria del curtido de pieles ha evolucionado enormemente durante siglos no sólo por los avances tecnológicos acaecidos sino también motivada por el gran reto de reducir su impacto ambiental. Actualmente, el proceso de depilado de pieles se realiza mediante técnicas de afeitado que se aplican tras someter el cuero a una hidrólisis alcalina, obteniendo el pelo como residuo sólido a gestionar. Sin embargo, el proceso consume importantes cantidades de agua y reactivos químicos que se suman a las aguas residuales. En la actualidad, investigadores y empresas exploran la potencial substitución del proceso químico de depilado por un proceso enzimático usando proteasas.

Demostrada la biodegradabilidad del pelo residual en estudios previos de compostaje (Barrena y col., 2007), la propuesta de este trabajo es utilizarlo como sustrato de una fermentación en estado sólido para la obtención de proteasas. Se parte de la hipótesis de que estas proteasas se habrán producido durante la FES para degradar el pelo de modo que pueden ser eficaces para el depilado enzimático de pieles, dada la especificidad de sustrato de estas enzimas. Posteriormente a la extracción de las proteasas la matriz sólida resultante se puede compostar hasta la obtención de un compost apto para su aplicación agrícola. Se propone una alternativa sostenible al tradicional depilado químico, obteniendo un producto de valor añadido, y cerrando de este modo el ciclo de la materia orgánica al reintroducirla en el suelo una vez estabilizada.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Residuos

En este trabajo se ha utilizado pelo vacuno residual procedente del depilado químico de cueros de Adobers de Igualada. Éste se mezcló con lodo de depuradora de aguas residuales urbanas (mezcla de primario y secundario) en proporción en peso 2 lodo:1 pelo. La función del lodo es la de aportar microorganismos, nutrientes y humedad para la degradación del pelo.

2.2. Fermentación en estado sólido

A esta mezcla se añadió pallet triturado en proporción volumétrica 1:1 para dotar de porosidad y resistencia a la compactación. La Tabla 1 muestra las características del pelo y la mezcla.

La fermentación se realizó durante 21 días por triplicado en reactores de 4,5 L (reactores Dewar® adaptados (Abraham y col., 2013]) con 1,5 kg de mezcla y aireación continua de 1 L/min para mantener condiciones aerobias. Se monitorizó en línea la temperatura de la matriz sólida y el contenido en oxígeno del aire a la salida del reactor. Los reactores se muestrearon los días 3, 7, 14 y 21 para determinar el perfil de producción de proteasas.

Tabla 1. Caracterización del pelo vacuno residual y de la mezcla inicial para la fermentación.

Parámetros*	Pelo vacuno residual	Mezcla inicial
Humedad (% b.h.)	59.9 ± 0.4	44.7 ± 0.6
Materia orgánica (% b.s.)	86.0 ± 0.1	88.6 ± 0.9
Nitrogeno Total Kjeldhal (% b.s.)	12.0 ± 0.1	8.3 ± 0.5
Carbono Orgánico Total (% b.s.)	57.2 ± 0.9	64 ± 3
Relación C/N	4.8	7.7
pH	10.76 ± 0.01	6.85 ± 0.01
Conductividad Eléctrica (µS cm ⁻¹)	5.03 ± 0.01	2.38 ± 0.01
Porosidad de aire (v/v)	n.d	0.73

*Abreviaciones: b.h.:base húmeda, b.s.: base seca, MS: materia seca. n.d: no determinado

2.3. Extracción de proteasas y actividad enzimática

Las proteasas se obtuvieron por extracción con tampón HCl-Tris en proporción 1:5 (peso:volumen). Se analizó la actividad proteolítica mediante el método definido por (Alef y Nannipieri, 1995) modificado y se expresó como unidades de actividad (UA) por gramo de muestra seca. Una unidad de actividad equivale a 1 microgramo de tirosina liberada por el enzima en contacto con caseína durante 2 horas.

2.4. Ensayo de depilado enzimático y comparación con el químico

El depilado enzimático se realizó sumergiendo un pedazo de piel cortada en círculo de 10,68 cm² en 15 mL de extracto enzimático durante 24 h con agitación. A continuación se rasparon suavemente las pieles con unas pinzas metálicas y se determinó el peso de pelo obtenido. También se realizó un experimento control utilizando tampón HCl-Tris, sin enzimas añadidas. Los resultados se compararon con los obtenidos en el depilado químico que se realiza en la industria reproducido a escala laboratorio.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Obtención de proteasas por fermentación en estado sólido de pelo vacuno residual

La Figura 1 muestra los perfiles de temperatura, oxígeno en el aire de salida, pH y actividad enzimática a lo largo de la fermentación para uno de los tres replicados. La temperatura se mantuvo cercana a los 50 °C durante los primeros 4 días para posteriormente estabilizarse alrededor de los 25 °C y hasta el final de la fermentación. Se mantuvieron condiciones aerobias en todo momento (oxígeno a la salida superior al 8 %) y pH alcalino.

La actividad proteolítica alcanzó casi las 40.000 UA/g en sólo 3 días. La máxima actividad enzimática se observó en el extracto del día 14, superando las 55000 UA/g. Se estudió la estabilidad de las enzimas obtenidas, resultando mayor a pH alcalinos y temperaturas mesófilas (óptimos 11 y 37 °C respectivamente). La caracterización de los extractos reveló la presencia de proteínas con actividad proteolítica de diferente peso molecular, tal y como se esperaba al aportar al residuo un cosustrato con gran diversidad de microorganismos.

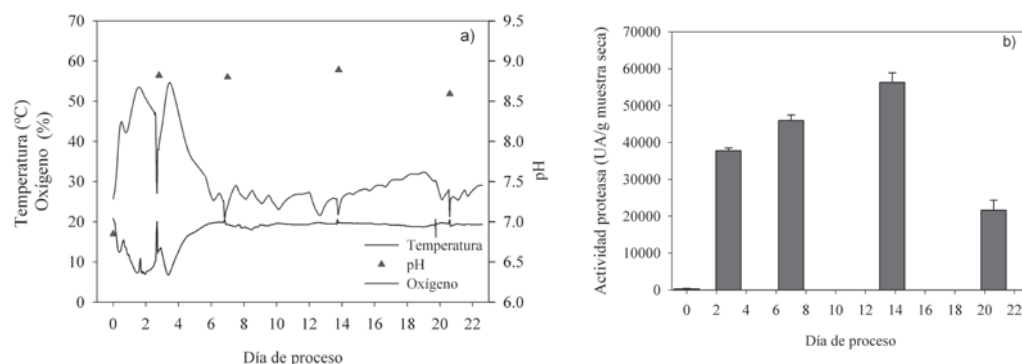


Figura 1. Perfiles obtenidos en la fermentación en estado sólido (se muestra un replicado). (a) Temperatura (—, línea continua), contenido en oxígeno de los gases de salida (···, línea punteada), pH (▲) y (b) actividad proteasa (●).

3.2. Depilado enzimático como alternativa al depilado químico

Los extractos enzimáticos obtenidos se analizaron para determinar su uso potencial en un proceso de depilado de pieles. La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos, expresando la eficacia en la eliminación de pelo como un porcentaje de la eficacia del depilado químico, siendo éste el 100 %.

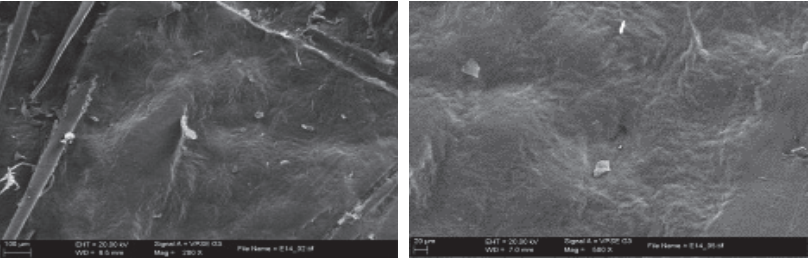
La eficacia de los extractos en el depilado aumentó con el tiempo de proceso, apuntando a que el tipo de proteasa producido en las diferentes etapas de la fermentación va variando de acuerdo con la composición del sustrato. El extracto con mayor actividad (muestra del día 14) obtuvo resultados equivalentes al depilado químico. Esto confirma que el tratamiento enzimático puede ser una buena alternativa al químico, como apuntan otros estudios ante-

riores. En la Figura 3 se muestran las imágenes obtenidas por microscopía electrónica de las pieles depiladas tras el proceso enzimático y el químico. La superficie de las pieles tratadas químicamente aparecen más dañadas que las enzimáticamente y se observa claramente el pelo cortado de raíz.

Tabla 2. Resultados de los experimentos de depilado de pieles de vaca para los tratamientos control, enzimático y químico.

Muestra	Actividad enzimática (UA/cm ²)	Porcentaje de eliminación de pelo respecto al obtenido en el depilado químico (100 %)
Control	-	43
Extracto día 3	4775 ± 1084	33
Extracto día 7	4173 ± 286	81
Extracto día 14	5491 ± 418	100
Extracto día 21	2181 ± 153	58
Químico	-	100

Depilado



Depilado químico

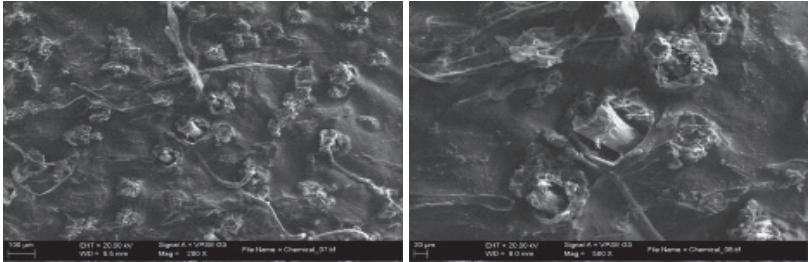


Figura 3. Microscopía electrónica de las pieles tratadas mediante depilado enzimático con extracto del día 14 y tratamiento químico.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se propone un proceso alternativo y sostenible para la industria del curtido de pieles. Se ha desarrollado un proceso de fermentación a pequeña escala para tratar el pelo vacuno residual y lodo de depuradora, y las proteasas obtenidas se han demostrado eficaces en el depilado de pieles. Los resultados descritos abren la posibilidad real de substituir un proceso químico que conlleva consumo de reactivos, contaminación de aguas y generación de residuos, por un proceso biotecnológico donde el sustrato es el mismo residuo sólido ge-

nerado en el proceso, cerrando el ciclo de la materia orgánica. La estimación de ahorro de costes en la región de Igualada respalda su viabilidad. En la actualidad, se están realizando experimentos a mayor escala para obtener información contrastada de los rendimientos del proceso y de su posible impacto ambiental.

Actualmente GICOM investiga la producción de proteasas, celulasas, bioetanol, biopesticidas y biosurfactantes mediante fermentación en estado sólido, utilizando diversos residuos agrícolas e industriales. Así como el uso de cepas específicas de microorganismos mesófilos y termófilos en el proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abraham J., Gea T., Sanchez A., 2013. Potential of solid-state fermentation of soy fiber residues by native microbial populations for alkaline protease production at bench scale. *Biochem Eng J.* 74, 15–19.
- Abraham J., Gea T., Sanchez, A., 2014. Substitution of chemical dehairing by proteases from solid-state fermentation of hair wastes. *J Clean Prod.* 74, 191-198.
- Alef, K., Nannipieri, P., 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press Limited, San Diego, USA.
- Barrena R., Pagans E., Vázquez F., Artola A., Sánchez A., 2007. Full-scale cocomposting of hair wastes from the leather manufacturing industry and sewage sludge. *Compost Sci Util.* 15, 16-21.
- Pandey A., Soccol C.R., Larroche C., 2008. *Current developments in solid-state fermentation*, Springer, Asia-tech Publishers Inc., New Delhi.

Agradecimientos: Los autores agradecen la financiación recibida por el Ministerio de Economía y Competitividad (Proyecto CTM2012-33663). Juliana Abraham agradece a la UAB la beca predoctoral recibida. Los autores agradecen a Adobers d'Igualada y a Miquel Vila por facilitar materiales y la información necesaria para realizar este trabajo.

COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES: UNA COMPARACIÓN DE LOS PRODUCTOS FINALES

Laura García-España Soriano^{1*}, Rafael Boluda Hernández²,
María Desamparados Soriano Soto¹

¹Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural - Universitat Politècnica de València
– Departamento de Producción Vegetal. *E-mail: asoriano@prv.upv.es

²Facultad de Farmacia- Universitat de València – Departamento de Biología Vegetal

Resumen: Se llevó a cabo el tratamiento de residuos agrícolas procedentes de cultivos de cítricos, maíz e higuera con estiércol de conejo mediante compostaje y vermicompostaje. Después de tres meses de tratamiento se determinaron las propiedades físicas, químicas, biológicas y quimiométricas, así como algunos índices de calidad de los productos finales obtenidos, comparándose los compost frente a los vermicompost. Se confirmó la efectividad de estas dos técnicas para el tratamiento de estos residuos. Los resultados indicaron que la capacidad de retención de agua fue mayor para el compost procedente de residuo de cítricos; la menor relación C/N y el mayor contenido en fósforo fueron para el vermicompost y compost de residuo de higuera respectivamente; los mayores contenidos en potasio fueron para el vermicompost y compost de residuo de maíz; el nivel de magnesio fue mayor para el vermicompost y el compost de residuo de cítricos; aunque la capacidad de intercambio catiónico fue mayor para los tres vermicompost, la actividad enzimática fue menor para los compost; los análisis espectroscópicos por RMN y FT-IR mostraron que la composición de los productos finales fue diferente e interesante para entender la degradación de las diferentes biomoléculas indicando una situación preferente de la degradación de los carbohidratos e incremento de material alifático, así como un aumento de los compuestos aromáticos, el cual fue mayor en vermicompost que en compost.

Palabras clave: índices de madurez, actividad enzimática, FT-IR, RMN.

1. INTRODUCCIÓN

El presente estudio fue diseñado para comparar la evolución del compostaje y vermicompostaje de residuos vegetales procedentes de poda de cultivos de cítrico, maíz e higuera con objeto de evaluar, por un lado, posibles diferencias entre compostaje y vermicompostaje y por otro, averiguar el tipo de residuo que mejor se transforma durante el desarrollo de ambos procesos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se utilizaron residuos agrícolas de cítrico (RC), higuera (RH) y maíz (RM) con estiércol de conejo (Vo) al 50 % (base húmeda P/P). 15 kg de cada muestra se colocaron en recipientes de PVC opacos de 25 L, añadiendo las lombrices para el vermicompostaje. Se controló la temperatura y humedad durante 12 semanas. En los productos obtenidos se determinó el color, contenido de humedad, carbono orgánico oxidable (CO) por el método del dicromato, Nt por Kjeldahl (Olsen y col., 2002). La conductividad eléctrica (CE) y pH se midió en el extracto 1:10 (P/V). Tras digerir la muestra con HNO₃ y HClO₄, se determinaron P, K, Ca, Mg y Na totales por espectroscopía de absorción atómica con un Perkin Elmer 2080. El P asimilable con molibdo vanadato y ácido fosfórico por colorimetría (Olsen et al., 2002). La calidad del producto final se evaluó mediante el uso de índices de madurez (capacidad de intercambio catiónico-CIC, demanda química de oxígeno-CODE índice de germinación-IG (Zucchini y col., 1981, 1986; Harada e Inoko, 1980a,b). La actividad enzimática se determinaron mediante tiras API ZYM (Tiquia y col., 2001; Tiquia, 2002). La densidad se determinó por el método del picnómetro y la capacidad de retención de agua (CRA) con las placas Richards. Se obtuvieron los espectros FT-IR (Perkin Elmer FTIR-Spectrum) y C13-RMN (BrukerAvance 400MHz).El estudio estadístico se realizó con el software SPSSv16.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características de los residuos, de las mezclas iniciales y finales se muestran en la Tabla 1.

En general, los parámetros analizados mostraron bastante variación debido a la diferente naturaleza de los residuos. Después de 12 semanas el pH se igualó (entre 7,6 y 7,9) en todos los casos; la densidad, el CO y la relación C/N disminuyeron, mientras que el valor de Nt, CE y nutrientes experimentaron un incremento, todo lo cual está de acuerdo con la evolución de estos parámetros en este tipo de procesos. El incremento del contenido de macronutrientes se debe al efecto de concentración por la biodegradación y mineralización de la materia orgánica (Nogales y col., 1999; 2008; Jouquet y col., 2011). Comparando los compost con los vermicompost, éstos presentaron colores más oscuros y menor densidad que los compost. En los sustratos compostados la humedad se mantuvo siempre por encima del 50 % lo cual propicia la actividad biológica tal y como indican algunos autores (Moreno y Moral, 2008). El producto final obtenido presentó una humedad comprendida entre el 30 y el 40 %. En los vermicomposts, la estructura fue menos compacta con fibras destruidas y transformadas por el efecto de la lombriz con presencia de gránulos minerales por formación de precipitados, mineralización de la materia orgánica y pérdida de agua. Exceptuando el CM, los valores de la CRA fueron ligeramente mayores en los compost. La relación C/N fue mayor para CM y VM (19 y 18 respectivamente), mientras que para el resto de productos finales fue semejante (de 11 a 14) (Tabla 1b); los valores de C/N menor a 15, indican un grado de madurez adecuado. Los contenidos de CO fueron ligeramente inferiores en las muestras compostadas. El CC y VC fueron los productos con mayor actividad enzimática (datos no mostrados), siendo las fosfatasas, fosfotransferasas, esterasa, leucinaarilamidasa y β glucosidasa (20 a 40 β moles) las enzimas más detectadas y con mayor actividad.

Respecto a los resultados quimiométricos, los espectros FT-IR mostraron, en general, gran deformación en las bandas a 4000 a 2000 cm^{-1} , lo cual se asoció a la formación de otras sustancias orgánicas a partir de sustancias simples que implican grupos OH y NH con polisacáridos (señal a 2920 cm^{-1}) y grupos C=O carbonilo de ácidos y ésteres alifáticos (1700 cm^{-1}). En VC se observó una mayor intensidad y diferenciación en picos característicos (1200-900 cm^{-1}) atribuida a cadenas alifáticas y compuestos con núcleos aromáticos enlazados, indicando distinta composición probablemente con estructuras formadas con mayor proporción de carbonilos y polisacáridos. La mayor intensidad de la banda de los grupos carboxilo-amidas en VC, VH y VM, indicó diferencias favorables en los procesos biológicos y de nitrógeno potencialmente disponible para los residuos compostados, esto se confirmó con los resultados de la C^{13} -RMN cuyos espectros mostraron señales importantes en la banda alrededor de 100 ppm para los vermicompost. Estos hechos sugieren la aparición de procesos de transformación que originan compuestos más complejos con marcado carácter aromático. En este sentido, se observó una mayor evolución en los vermicompost (Jouraiphy y col., 2005; 2009). La matriz de correlación (datos no mostrados) mostró relaciones significativas entre el contenido de humedad, conductividad eléctrica y densidad, o entre los valores de pH respecto al contenido de carbono, y relaciones de los índices aromaticidad/C-alifáticos y OH/Polisacáridos en las señales de los espectros de FT-IR, o la relación entre el contenido de carbono con nutrientes como K y Na, y con las bandas indicadoras de la aromaticidad en los espectros de C^{13} -RMN.

Respecto a los indicadores de madurez, la CIC de VC y VM alcanzaron los valores más elevados (83 y 74 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ respectivamente). Exceptuando el VH, el IG fue, en general, superior al 60 % lo cual indica ausencia de fitotoxicidad (Varnero y col., 2007). La DQO más baja se obtuvo para los tres vermicomposts. Las lombrices se desarrollaron mejor y en mayor número en el VH (Tabla 1c).

Tabla 1. Propiedades de los residuos (Vo, RC, RM y RH), mezclas iniciales (MC, MM y MH) y productos finales de los composts (CC, CM y CH) y vermicomposts (VC, VM y VH).

(a) Características físicas y químicas de residuos y mezclas iniciales							
	Vo_i	RC	RM	RH	MC	MM	MH
Humedad (%)	70±4	72±2	83±6	81±6	65±3	78±5	82±3
Densidad (g/cm ³)	1,8±0,1	1,0±0,1	1,7±0,0	1,2±0,1	1,7±0,2	1,7±0,1	1,6±0,1
CRA (%)	190±1,0	120±1,0	134,6±0,6	141,6±1,5	126±4,0	128±1,8	128,3±1.2
CO (g kg ⁻¹)	468±23	535±15	302±12	496±27	558±21	422±27	446±15
pH _{1:2.10}	8,4±0,2	5,7±0,2	5,7±0,3	6,7±0,2	8,8±0,3	6,2±0,1	6,8±0,1
CE _{1:10} (dS m ⁻¹)	1,70±0.20	2,13±0,15	3,83±0,21	4,73±0,15	1,80±0,20	1,87±0,15	2,00±0,10
Nt (g kg ⁻¹)	27±3	12±3	8±2	10±3	10±2	9,5±2	8,4±2
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	1,13±0,15	0,51±0,15	0,70±0,31	1,65±0,13	1,71±0,15	1,31±0,15	1,03±0,25
C/N	17±2	41±2	52±2	48±6	51±1	44±1	52±1
CaO (mg kg ⁻¹)	59±2	65±2	10±5	29±2	12±14	13±22	34±26
K ₂ O (mg kg ⁻¹)	248±30	50±14	24±3	50±7	66±5	32±4	47±5
MgO (mg kg ⁻¹)	6,7±8,9	1,4±0,1	4,7±0,3	6,2±1,7	7,3±5,0	10,9±5,3	15,9±5,9
Na ₂ O (mg kg ⁻¹)	0,7±0,3	0,5±0,1	0,3±0,1	0,1±0,1	1,8±0,1	1,9±0,0	1,1±0,2
(b) Características físicas y químicas de los productos finales							
	CC	CM	CH	VC	VM	VH	
Humedad (%)	38±1	31±2	31±2	31±1	35±1	34±1	
Densidad (g/cm ³)	0,9±0,2	0,9±0,1	0,8±0,1	0,8±0,1	0,8±0,1	0,9±0,2	
CRA (%)	185±0,23	170±0,98	183±0,18	170±0,20	178±2,6	175±0,15	
CO (g kg ⁻¹)	323±7	275±1	312±9	355±9	352±9	343±11	
pH _{1:2.10}	7,9±0,2	7,6± 0,1	7,6±0,1	7,8±0,1	7,6±0,1	7,8±0,1	
CE _{1:10} (dS m ⁻¹)	4,30±0,20	2,34±0,18	2,83±0,18	2,2±0,10	2,9±0,1	1,5±0,1	
Nt (g kg ⁻¹)	26±1	14±2	26±1	25±2	19±1	32±1	
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	1,73±0,36	1,23±0,74	7,43±0,40	1,50±0,50	1,30±0,26	1,70±0,31	
C/N	12±0	19±1	12±0	14±1	18±1	11±1	
CaO (mg kg ⁻¹)	22±9	32±13	15±13	21±2	32±1	21 ± 2	
K ₂ O (mg kg ⁻¹)	90±15	120±14	120±16	140±15	199±3	120±1	
MgO (mg kg ⁻¹)	24,0±3,0	29,7±3,5	24,3±3,1	9,0±2,6	16,0±1,0	19,0±1,0	
Na ₂ O (mg kg ⁻¹)	0,3± 0,1	0,4±0,1	0,3±0,1	0,4±0,1	0,3±0,1	0,5±0,1	
(c) Índices de madurez y recuento de lombrices							
	CC	CM	CH	VC	VM	VH	
CIC (cmol kg ⁻¹)	71,3±1,2	64,2±2,0	65,2±3,8	83,1±2,7	73,7±2,7	70,2±3,8	
IG (%)	71±6	63±5	66±5	72±5	61±4	43±4	
DQO (mg g ⁻¹)	32±2	28±3	27±5	26±2	16±2	19±2	
Nº lombrices	-	-	-	340±26	420±21	618±25	

4. CONCLUSIONES

Los resultados confirman que los residuos agrícolas correspondientes a restos de cultivos de cítricos, higuera y maíz son susceptibles de tratarse mediante las técnicas de compostaje y vermicompostaje mezclándolos con estiércol de conejo. Aunque no se puede realizar una generalización acerca de las mejores propiedades de los vermicompost vs compost por la variabilidad obtenida en función del parámetro seleccionado, el origen de la materia prima y la tecnología empleada para su tratamiento, algunos de nuestros resultados sugieren una mejor calidad de los vermicompost frente a los compost. De todos los residuos, el derivado del cultivo de cítricos presentó mayor biodegradabilidad. Con respecto a los productos finales, considerando como indicadores de madurez la CIC y el IG, el vermicompost elaborado con residuo de cítricos presentó mejor calidad.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Harada Y., Inoko A., 1980a. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts. *Soil Plant Nutr.* 26. 353-362.
- Harada Y., Inoko A., 1980b. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci.Plant Nutr.* 26, 127-134.
- Jouquet E.P., Bloquel E., Doan T., Ricoy M., Orange D., Rumpet C., Duc T., 2011. Do compost and vermicompost improve macronutrient retention and plant growth in degraded tropical soils? *Compost Sci. Util.* 19, 1, 15-24.
- Jouraiphy A., Amir S., El Gharous M., Revel J.C., Hafidi M., 2005. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation uring composting of sewage sludge and green plant waste. *Int. Biodeter. Biodegr.* 56, 101 – 108.
- Jouraiphy A., Amir S., Winterton P., El Gharous M., Revel J.C., Hafidi M., 2008. Structural study of the fulvic fraction during composting of activated sludge–plant matter: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. *Bioresource Technol.* 99, 1066-1072.
- Moreno J., Moral R., 2008. *Compostaje*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 570 p.
- Nakanishi K., Solomon P.H. 1999. *Infrared Absorption Spectroscopy*. 2nd Ed. Holden-Day Inc.
- Nogales R., Dominguez J., Mato S., 2008. *Vermicompostaje*. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds). *Compostaje*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 187-207.
- Nogales R., Elvira C., Benitez E., Thompson R., Gómez M., 1999. Feasibility of vermicomposting dairy biosolids using a modified system to avoid earthworm mortality. *J. Environ. Sci. Heal.* B 34, 152-169.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 2002. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *Circular US Department of Agriculture*. pp. 939.
- Tiquia S.M., 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *J. Appl. Microbiol.* 92, 764-775. Tiquia S.M., Judy, H.C., Wan Nora, F.Y., Tam, N., 2001.Extracellular enzyme profiles Turing co-composting of poultry manure and yard trimmings. *Process Biochem.* 36, 813-820.
- Varnero M.T., Rojas C., Orellana R., 2007. Índices de fitotoxicidad de residuos orgánicos durante el compostaje, R.C. *Suelo Nutr. Veg* 7 (1), 28-37.
- Zucconi F., De Bertoldi M., 1986. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi M., Ferranti M.P., L' Hermite P. Zucconi, F. (Eds.). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London.
- Zucconi F., Monaco A., Forte M., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22, 27-29.

COMPOST *VERSUS* VERMICOMPOST DE ORIGEN VEGETAL COMO MEDIO DE CULTIVO PARA EL DESARROLLO DE PLANTAS AROMÁTICAS MEDITERRÁNEAS

Laura García-España Soriano^{1*}, Rafael Boluda Hernández²,
María Desamparados Soriano Soto¹

¹Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural - Universitat Politècnica de València
– Departamento de Producción Vegetal.

*E-mail: asoriano@prv.upv.es

²Facultad de Farmacia- Universitat de València – Departamento de Biología Vegetal

Resumen. Se comparó el efecto de compost y vermicompost, obtenidos a partir de estiércol de conejo y residuos agrícolas procedentes de cultivos de cítricos, maíz e higuera, sobre el desarrollo de plantas aromáticas mediterráneas: hierbabuena (*Mentha spicata* C.) y romero (*Rosmarinus officinalis* L.). Para ello, se realizó un experimento en condiciones de invernadero utilizando estos productos como sustratos. Se midieron diferentes parámetros fenológicos (altura de la planta y el número de ramificaciones, la superficie foliar y la elongación y el peso de la raíz) y los resultados se compararon con algunas propiedades y contenido de macronutrientes (P, K, Ca y Mg) de los sustratos. Aunque los compost y vermicompost mejoraron en general el desarrollo de las plantas comparado con el testigo, el vermicompost elaborado con residuo de cítricos se mostró el más efectivo.

El análisis estadístico de los datos mostró un gran número de relaciones entre los parámetros correspondientes al desarrollo de las plantas y las características de los compost y vermicompost. Así, la altura del vástago, el diámetro del tallo y el peso de la planta se correlacionaron positivamente con el contenido de algunos nutrientes de los sustratos (ej. P y K). Además, el análisis de componentes principales permitió una observación más profunda en el estudio de las relaciones sustrato-planta que, mostrando diferentes grados de agrupación de las variables confirmando el efecto positivo de estos productos sobre el desarrollo de la hierbabuena y el romero.

Palabras-clave: compost, vermicompost, plantas aromáticas.

1. INTRODUCCIÓN

Las técnicas de compostaje y vermicompostaje son alternativas para estabilizar e higienizar la materia orgánica procedente de los residuos orgánicos (Bernal y col., 2011); produciendo un producto inocuo, estable y maduro denominado compost o vermicompost, que favorece el crecimiento y desarrollo de las plantas tras su aplicación al suelo (Soliva, 2001; Tejada y Benítez, 2011; Fornés y col., 2013).

Nuestro objetivo general fue, tras evaluar la efectividad de los procesos de compostaje y vermicompostaje, estudiar la aplicabilidad de los productos obtenidos como medio para el crecimiento vegetal. Para ello, se estudia el efecto de estos productos sobre el desarrollo de especies aromáticas mediterráneas de hierbabuena (*Mentha spicata* C.) y romero (*Rosmarinus officinalis* C.) en condiciones controladas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

A partir de estiércol de conejo y residuos agrícolas procedentes de cultivos de cítricos, maíz e higuera compostados y vermicompostados, se realizó un experimento en condiciones de invernadero utilizando estos productos como sustratos.

Para el estudio del desarrollo vegetal sobre los sustratos obtenidos de compost y vermicompost se utilizan plantas de romero y de hierbabuena. La denominación del sustrato procedente de compostaje o vermicompostaje sobre el que se desarrollan las especies vegetales

es el siguiente compost de cítrico (CC), compost de higuera (CH), y compost de maíz (CM); vermicompost de cítrico (VC), vermicompost de maíz (VM), vermicompost de higuera (VH); control (C) (García-España, 2013).

La experiencia se realiza en recipientes de pvc con una capacidad de 500 cm³, se llenaron 18 recipientes con 200 g de compost y 18 con vermicompost, realizando la experiencia por triplicado junto a los testigos correspondientes formados por estiércol de conejo parcialmente transformado. Se utilizó este testigo puesto que fue la base inicial en la preparación de las muestras.

Sobre compost de higuera, cítrico, maíz y sus respectivos vermicompost, se coloca a continuación una plántula de hierbabuena o romero del mismo tamaño en cada maceta. Los recipientes se colocaron en una bandeja con una base de 2 cm de agua y se dejaron humectar por subirrigación hasta alcanzar la saturación. Se realizó un riego superficial manteniendo la lámina de agua durante el tiempo necesario para que las plántulas enraícen, evitando así su desecación y se introducen en una cámara de germinación a temperatura de 25 °C durante 12h y de 20 °C durante 12h, a una humedad relativa del 60 %. Posteriormente se llevaron las macetas al invernadero. Posteriormente y durante todo el desarrollo las plantas se regaron dos veces al día durante 5 minutos por pulverización. No se realizó ningún otro tipo de tratamiento, ni se aplicaron plaguicidas ni nutrientes.

Al final de la experiencia que duró aproximadamente 4 meses se recolectaron las plantas, lavándolas, secando, y se midieron diferentes parámetros fenológicos procediendo a pesar por un lado la raíz y por otro la parte aérea, realizando la medida de la superficie foliar, y evaluando la altura del tallo, ramificaciones, peso de la planta y peso parte aérea y raíces, la altura del vástago.

Para la determinación del peso seco el material vegetal, se secó en estufa a 65 °C. La longitud del tallo se determinó, midiendo con una regla milimetrada, desde las primeras raíces hasta las primeras ramificaciones. La altura del vástago se midió desde la zona donde se encontraban las primeras raíces hasta la parte más alta de la planta. Se contó el número de ramificaciones y el número de hojas de cada planta. La superficie foliar de las hojas de hierbabuena se determinó utilizando un medidor de área foliar, modelo Li-3000.

En la determinación de macro y micronutrientes la técnica utilizada consiste en una digestión ácida de la muestra en recipientes cerrados a los que se somete a un campo electromagnético oscilatorio generado por un horno microondas. Los ácidos utilizados, el tiempo y la potencia dentro de dicho horno son muy variables en función del tipo de material a digerir. En este caso en particular, se realizó una modificación del método propuesto en el manual del fabricante del microondas (Mars, CEM corp. Matthews) El nitrógeno se determina por el método de Kjeldahl y para el fósforo se empleó el test de fosfatos 1.14848.0001 Spectroquant (Merck).

Para el análisis estadístico de los datos se utiliza el paquete estadístico SPSS versión 16. Obteniendo valores medios y desviaciones, matriz de correlación y análisis de componentes principales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican diferencias morfológicas respecto al crecimiento del cultivo de las plantas de hierbabuena y romero en función del sustrato utilizado. Comparando los pesos de las plantas en los diferentes sustratos (Figura 1), observamos que los más elevados fueron para las plantas de hierbabuena a las que se adicionó vermicompost de cítrico y de maíz, siendo sobre el vermicompost de higuera donde se obtiene el menor desarrollo vegetal. En las plantas de romero se observó que los tratamientos que obtuvieron peso de la planta más alto fueron CC y VM y los de menor peso las plantas de CH y VH.

Respecto al peso de las raíces de las plantas sobre los distintos sustratos, las desarrolladas sobre vermicompost alcanzaron en general mayor peso de la raíz y mayor desarrollo de estas. Entre los sustratos utilizados el de cítrico es en los dos casos el que en mayor medida mejora el peso de la raíz (datos no mostrados).

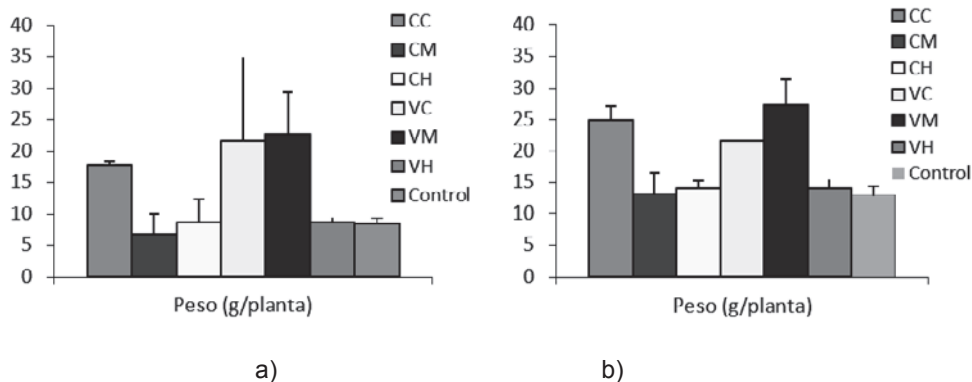


Figura 1. Valores medios de peso total y desviaciones para las plantas de a) hierbabuena y b) romero sobre los diferentes sustratos

En cuanto a la medida del número de ramificaciones, estas muestran proporciones similares en sustratos compostados y vermicompostados, en cuanto a que se mantienen proporciones similares entre muestras, y aunque el desarrollo sobre el residuo de cítrico es mayor, la diferencia no es demasiado notable, siendo la desviación también más elevada para la planta desarrollada sobre este mismo residuo. Los controles presentaron siempre valores inferiores a las muestras en los vermicompost. La figura 2 muestra los resultados para la planta de hierbabuena.

En el estudio del área foliar para la planta de hierbabuena, los valores en vermicompostaje son más elevados para todos los casos a los obtenidos por compostaje de residuos. Comparando diferencias entre residuos vemos que en ambos tratamientos sobre el residuo de cítrico se obtienen los mejores valores. En todos los casos, la planta desarrollada en el residuo de higuera muestra los valores más pequeños de este parámetro, con gran diferencia con el resto de residuos en ambos productos (datos no mostrados).

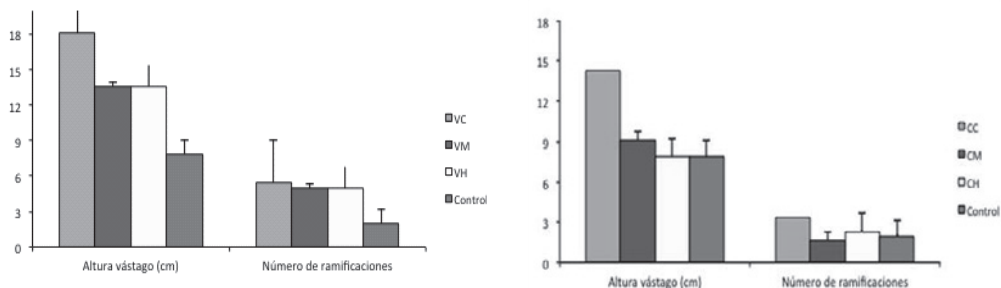


Figura 2. Valores medios y desviaciones de los valores de la altura del vástago y número de ramificaciones para las plantas de hierbabuena sobre los diferentes sustratos.

El análisis estadístico (datos no mostrados), indican un gran número de relaciones entre los parámetros correspondientes al desarrollo de las plantas y las características de los compost y vermicompost; así, la altura del vástago, el diámetro del tallo y el peso de la planta se correlacionaron positivamente con el contenido de algunos nutrientes de los sustratos (ej. P y K). Además, el análisis de componentes principales permitió una observación más profunda en el estudio de las relaciones sustrato-planta que, mostraron diferentes grados de agrupación de las variables, y confirmó el efecto positivo de estos productos sobre el desarrollo de la hierbabuena y el romero.

4. CONCLUSIONES

El estudio de la aplicabilidad de los productos obtenidos por compostaje y vermicompostaje, y su efecto sobre el desarrollo vegetal; realizado en invernadero utilizando hierbabuena y romero muestra que los compost y vermicompost mejoraron en general el desarrollo de las plantas comparado con el control y que el vermicompost elaborado con residuo de cítricos se confirmó como el más efectivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal P., 2011. *Efecto de la aplicación del compost de residuos hortícolas sobre el sistema suelo-planta en invernadero*. Trabajo Final de Carrera. Escuela Técnica Superior del Medio Rural y Enología. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Fornés F., Mendoza-Hernández D., Belda R.M., 2013. Compost versus vermicompost as substrate constituents for rooting shrub cuttings. *Span. J. Agric. Res.* 11, 2, 518-528.
- García-España L., 2013. *Compostaje y vermicompostaje de residuos agrícolas y efecto del producto final sobre el desarrollo de plantas aromáticas*. Trabajo Final de Master. Escuela Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández. Elche.
- Soliva M., 2001. *Compostatge y gestió de residus orgànics*. Estudis i Monografies 21. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient, Barcelona.
- Tejada M., Benítez C., 2011. Organic amendment based on vermicompost and compost: differences on soil properties and maize yield. *Waste Manage. Res.* 29, 11: 1185-1196.

Agradecimientos: MICINN-MINECO, Proyectos: TRA2009-0194 y AGL2011-29382.

PROTEASAS PRODUCIDAS POR MICROORGANISMOS ASOCIADOS AL PROCESO DE COMPOSTAJE

Macarena del Mar Jurado, María José López, Juan Antonio López-González,
María del Carmen Vargas-García, Francisca Suárez-Estrella, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería,
Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería

Resumen: En este trabajo se analizó la producción de proteasas por microorganismos procedentes de un proceso de compostaje de residuos vegetales. Un rastreo preliminar demostró que 868 cepas de 1.457 originalmente aisladas en distintas fases del compostaje poseían actividad proteolítica, cuya identificación puso de manifiesto que pertenecían a 238 especies diferentes de cepas mesófilas y termófilas. Las bacterias mesófilas (76 cepas) y termófilas (13 cepas) incluyeron principalmente especies del género *Bacillus*. Las actinobacterias (97 cepas mesófilas y 6 cepas termófilas) tuvieron numerosos representantes de los géneros *Brachybacterium* y *Microbacterium*. Los hongos proteolíticos fueron todos mesófilos (46 cepas) y predominaron las especies de los géneros *Fusarium* y *Penicillium*. Además de microorganismos típicamente productores de proteasas se identificaron numerosas especies en las que dicha actividad no ha sido previamente descrita. La cuantificación de la actividad enzimática ha permitido seleccionar microorganismos proteolíticos con gran potencial de aplicación industrial por su elevada producción de proteasas.

Palabras clave: Actividad enzimática, Caseína, *Bacillus*, *Geobacillus*, *Lysinibacillus*.

1. INTRODUCCIÓN

Las proteasas son un grupo de enzimas que hidrolizan las uniones peptídicas de las proteínas. Estas enzimas tienen numerosas aplicaciones en industrias como las de producción de alimentos, bebidas y bollería, curtido de piel, preparación de productos farmacéuticos, síntesis de péptidos, recuperación de plata a partir de films fotográficos y formulación de detergentes (Gupta y col., 2002). Las proteasas de origen microbiano constituyen la principal fuente de este tipo de enzimas y su comercio supone el 40 % de las ventas mundiales de enzimas industriales. Actualmente existe una fuerte demanda que permita hacer frente a la amplia diversidad de aplicaciones, muchas de las cuales requieren proteasas con propiedades específicas tales como estabilidad frente sales y solventes y a variaciones de pH y temperatura (Mótyán y col., 2013).

Estas enzimas son producidas por microorganismos implicados en el proceso de compostaje (Jurado y col., 2014) y, debido a las amplias variaciones nutricionales y ambientales que se suceden durante el mismo, es razonable considerar que tanto los microorganismos implicados en el proceso biotransformativo, como los productos que secretan tengan una gran plasticidad y tolerancia frente a variaciones ambientales. Por tanto, el material sometido a compostaje constituye una excelente fuente de microorganismos proteolíticos.

El objetivo de este trabajo fue analizar la producción de proteasas por una colección de microorganismos aislados a partir de material sometido a compostaje. Los microorganismos (bacterias y hongos) fueron aislados a partir de dicho ambiente, seleccionados de acuerdo con su actividad proteolítica e identificados. Finalmente se cuantificó la producción de proteasas por una amplia colección de bacterias seleccionadas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Aislamiento y selección de microorganismos proteolíticos

Para la realización de este trabajo se partió de una colección de cepas que se aislaron a partir de material vegetal sometido a compostaje en un trabajo previo descrito por Jurado

y col. (2014). Dicha colección incluía cepas bacterianas (incluyendo actinobacterias) y fúngicas, tanto mesófilas como termófilas, diferenciadas fenotípicamente y procedentes de todas las fases del proceso (mesófila, termófila, enfriamiento, maduración y producto final).

Cada una de las cepas aisladas fue analizada para determinar si expresaban actividad proteolítica. Para ello se utilizó la metodología descrita por Geok y col. (2003) que consiste básicamente en sembrar la cepa en estudio en un medio sólido con caseína como sustrato, y tras incubación, la cepas proteolíticas se observan con un halo de aclaramiento alrededor de la colonia como consecuencia de la hidrólisis de la proteína.

2.2. Identificación de cepas proteolíticas.

La colección de cepas proteolíticas fue identificada mediante amplificación y secuenciación del gen 16S (27F/1492R), en el caso de bacterias, y de la región ITS (ITS1/ITS4), en hongos, del ADN ribosomal (ADNr) (Jurado y col., 2014). La clasificación taxonómica de las bacterias identificadas se realizó de acuerdo con la base de datos “List of Prokaryotic names with Standing in Nomenclature” (LPSN) (Euzéby, 1997), y la de hongos según “Catalogue of Life” (2013).

2.3. Producción de proteasa.

Para cuantificar la producción de la enzima por bacterias se utilizó el método descrito por Fernández-Orts (2008). Las bacterias fueron cultivadas en un medio líquido que contenía peptona de caseína como sustrato proteico y, tras incubación durante 24 h, se analizó la actividad proteasa en los extractos celulares. La reacción enzimática se llevó a cabo durante 30 min utilizando caseinato sódico a pH 7,5 como sustrato, y se cuantificó espectrofotométricamente la cantidad de aminoácidos liberados expresados como tirosina en la recta patrón (Geok y col., 2003). Se realizaron tres cultivos por microorganismo. Se define una unidad de actividad proteasa como la cantidad de enzima que es capaz de liberar 1 µg de tirosina por minuto en las condiciones del ensayo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Microorganismos proteolíticos

La colección inicial incluyó un total de 1.457 cepas y alrededor del 60 % expresaron actividad proteasa. La identificación de las 868 cepas proteolíticas permitió diferenciar 110 especies de bacterias y 44 de hongos. La clasificación de dos cepas fúngicas y 82 bacterianas está aún por establecer. En la Figura 1 se muestra la distribución de géneros bacterianos y fúngicos identificados que presentaron dicha actividad.

Entre las bacterias destacaron representantes del filo Firmicutes con 46 especies diferentes, la mitad de las cuales correspondieron al género *Bacillus* e incluyeron tanto cepas mesófilas como termófilas. Las Actinobacterias también estuvieron ampliamente representadas con 39 especies diferentes. Las especies del género *Microbacterium* fueron mayoritarias, seguidas de *Brachybacterium* y *Brevibacterium*. Entre las Proteobacterias el género con mayor número de especies proteolíticas fue *Pseudomonas*. Destaca la presencia de cepas termófilas pertenecientes a dicho filo tales como *Chelatococcus* y *Thermovum*. Los hongos proteolíticos fueron todos mesófilos y predominaron las especies de *Penicillium*, *Fusarium* y *Aspergillus*. Además de microorganismos típicamente productores de proteasas como *Bacillus* o *Aspergillus*, se han identificado numerosas especies en las que dicha actividad no ha sido previamente descrita.

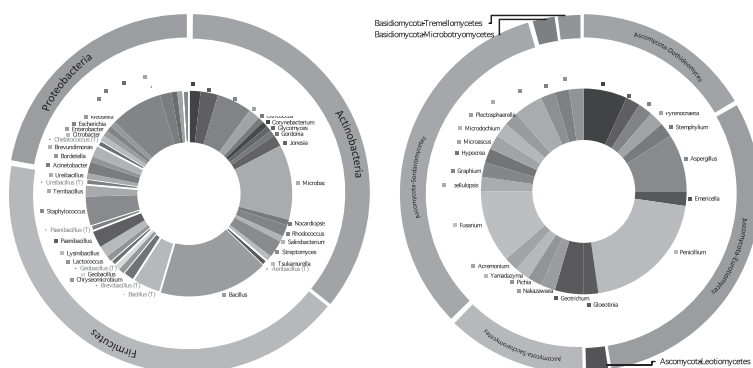


Figura 1. Clasificación taxonómica y distribución de especies bacterianas (izquierda) y fúngicas (derecha) proteolíticas aisladas a partir de material vegetal sometido a compostaje. Se indican en rojo las cepas termófilas (T). El tamaño del sector en el anillo interno indica el número de especies diferentes de cada género. El anillo externo informa de la clasificación taxonómica: Filo en bacterias y Filo-Clase en hongos.

3.2. Producción de proteasas

La producción de proteasas se cuantificó en 33 de las bacterias proteolíticas seleccionadas, incluyendo especies de los filos Firmicutes y Proteobacteria (Figura 2). En general, la producción de enzima fue superior en la mayoría de especies de Firmicutes que en las de Proteobacteria. Entre las primeras se incluyeron en el análisis las 20 especies de *Bacillus* proteolíticos seleccionados. Diversas especies de dicho género son los mayores productores actuales de proteasas comerciales debido a su elevada estabilidad frente a pH elevados (Kazan y col., 2005). Únicamente dos de las especies de *Bacillus* analizadas, *B. sonorensis* 1854 y *B. subtilis* 1406, produjeron niveles relativamente elevados de proteasa, superiores a 15 U mL⁻¹. Sin embargo, las cepas con mayor producción fueron *Geobacillus stearothermophilus* 1087 y *Lysinibacillus composti* 949, cuya actividad proteasa alcanzó valores en torno a 25 U mL⁻¹, que se encuentran en el rango de niveles descritos en otros trabajos (Geok y col., 2003; Anbu, 2013).

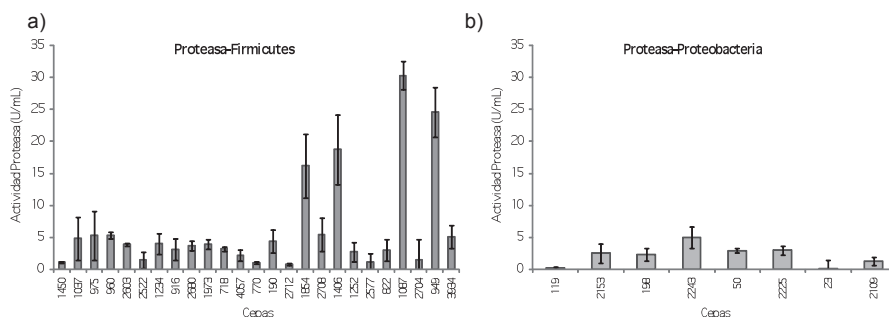


Figura 2. Producción de proteasa por bacterias procedentes del proceso de compostaje. Se representa la media (n=3) y las barras de error indican la desviación estándar. En el eje X se representa el número de cepa que corresponde a las siguientes especies: a) *Bacillus aerius* 1450, *B. aerophilus* 1037, *B. altitudinis* 975, *B. amyloliquefaciens* 960, *B. anthracis* 2603, *B. cereus* 2522, *B. coagulans* 1234, *B. endophyticus* 916, *B. flexus* 2680, *B. licheniformis* 1973, *B. megaterium* 718, *B. mojavensis* 4057, *B. pumilus* 770, *B. safensis* 190, *B. simplex* 2712, *B. sonorensis* 1854, *B. stratosphericus* 2708, *B. subtilis* 1406, *B. tequilensis* 1252, *B. thuringiensis* 2577, *Chryseomicrobium intechense* 822, *Geobacillus stearothermophilus* 1087, *Lactococcus lactis* 2704, *Lysinibacillus composti* 949, *L. sphaericus* 3934; b) *Acinetobacter lwoffii* 119, *A. radioresistens* 2153, *Brevundimonas diminuta* 198, *Br. olei* 2243, *Citrobacter sedlakii* 50, *Enterobacter asburiae* 2225, *Escherichia coli* 23, *Klebsiella pneumoniae* 2109.

Estos microorganismos tienen un gran potencial de aplicación industrial por su elevada producción de proteasas. No obstante queda por establecer si las proteasas que producen presentan características de estabilidad que incrementen su valor y rango de aplicaciones. Adicionalmente se continúa analizando la colección de microorganismos proteolíticos y se pretenden establecer las condiciones de producción idóneas que permitan obtener rendimientos comparables a los actualmente conseguidos en la industria.

4. CONCLUSIONES

El material vegetal sometido a compostaje constituye una fuente idónea para el aislamiento de una elevada diversidad de bacterias y hongos productores de proteasas. La población de bacterias proteolíticas en dicho ecosistema está dominada por especies de los géneros *Bacillus*, *Microbacterium*, *Brevibacterium* y *Pseudomonas*. En el caso de los hongos la mayoría de especies proteolíticas pertenecen a los géneros *Penicillium*, *Fusarium* y *Aspergillus*. Las bacterias *Geobacillus stearothermophilus* 1087 y *Lysinibacillus composti* 949 producen niveles de proteasa elevados, por lo que constituyen candidatos adecuados para su potencial aplicación industrial, una vez se establezcan las características de sus enzimas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Anbu P., 2013. Characterization of solvent stable extracellular protease from *Bacillus koreensis* (BK-P21A). *Int. J. Biol. Macromol.* 56, 162-168.
- Catalogue of Life, 2013. *Catalogue of Life: 2013 Annual Checklist*. <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2013/> (fecha de consulta: 29/06/2014).
- Euzeby J.P., 1997. List of Bacterial Names with Standing in Nomenclature: a Folder Available on the Internet. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 47, 590-592. <http://www.bacterio.net> (fecha de consulta: 29/06/2014).
- Fernández-Orts E., 2008. *Búsqueda y Selección de Proteasas Microbianas par el Aprovechamiento de Harinas Animales*. Tesis Doctoral, Universidad de Almería, Almería. 217 pp.
- Geok L.P., Razak C.N.A., Rahman R.N.Z.A., Basri M., Salleh A.B., 2003. Isolation and screening of an extra-cellular organic solvent-tolerant protease producer. *Biochem. Engin. J.* 13, 73-77.
- Gupta R., Beg Q., Lorenz, P., 2002. Bacterial alkaline proteases: molecular approaches and industrial applications. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 59, 15-32.
- Jurado M., López M.J., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López-González J.A., Moreno J., 2014. Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. *Bioresour. Technol.* 162, 283-293.
- Kazan D., Denizci A.A., Öner M.N.K., Erarslan A., 2005. Purification and characterization of a serine alkaline protease from *Bacillus clausii* GMBAE 42. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 32, 335-344.
- Mótyán J.A., Tóth F., Tózsér J., 2013. Research applications of proteolytic enzymes in molecular biology. *Bio-molecules* 3, 923-942.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto AGL2012-36434.

COMPARACIÓN DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LODO DE DEPURADORA: COMPOSTAJE FRENTE A DIGESTIÓN ANAEROBIA

M.C. Gutiérrez*, A. Serrano, J.A. Siles, M.A. Martín, A.F. Chica

*Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba,
Campus Universitario de Rabanales, Ed. C-3, Ctra. Madrid-Cádiz, km 396, 14071-Córdoba, España.*

Teléfono: +34 957 218639; fax: +34 957 218625;

**E-mail: a12gumam@uco.es*

Resumen: Los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales son unos residuos abundantes cuya gestión es complicada debido a sus características intrínsecas. Por otra parte, la nueva legislación europea está desarrollando estrictas limitaciones de su gestión. La digestión anaerobia y el compostaje son las técnicas más frecuentemente utilizadas para el tratamiento de lodos de aguas residuales; este estudio compara las ventajas y desventajas de ambos tratamientos. En cuanto a la eliminación de materia orgánica, el compostaje permitió eliminar el 50 % del carbono oxidable y el 33 % del nitrógeno total. En contraste, bajo condiciones anaerobias, la biodegradabilidad se encontró que fue sólo 35 %, mientras que el nitrógeno se distribuyó como amoníaco libre y nitrógeno amoniacal. Sin embargo, la capacidad del tratamiento fue notablemente mayor para biometanización (31 kg/m³ d, frente 10 kg/m³ d en compostaje). Por otro lado, la aplicación de los residuos de fermentación derivados de la digestión anaerobia, que están altamente estabilizados y sólo requieren una higienización previa, permite la recuperación de los nutrientes en los suelos. Por otra parte, el rendimiento en la producción de metano bajo condiciones anaeróbicas fue de 12 L/kg por m³ de residuo, que podrían compensar los requerimientos de energía del sistema. Finalmente, el impacto de los malos olores es uno de los problemas asociados al compostaje, dependiendo de la ubicación de la planta y el funcionamiento de los bio-filtros en sistemas cerrados. Aunque los reactores anaerobios no emiten olores desagradables, deben tenerse en cuenta ya que son generalmente asociados a las plantas de aguas residuales urbanas. Estos inconvenientes deberían reducirse mediante pre-tratamientos o la digestión conjunta de los lodos con otros sustratos orgánicos.

Palabras clave: enmienda orgánica; capacidad de tratamiento; eficacia; valorización energética; emisión de olores.

1. INTRODUCCIÓN

El agua para consumo humano es un bien escaso de cuya correcta utilización dependen gran parte de las actividades humanas en los distintos sectores económicos. Desafortunadamente, la utilización del agua implica, en la mayoría de los casos, la pérdida de calidad de la misma produciendo su contaminación. Consecuencia de una concienciación del daño sobre el medio ambiente y merma de recursos acuáticos, a partir de los años 90 se generaliza la implantación de técnicas de depuración de aguas, tratándose en Europa en torno al 80 % de las aguas residuales generadas (Vall, 2001).

Entre los tratamientos de depuración, los biológicos son los más difundidos por ser los más económicos, siendo el tratamiento con fangos activos uno de los más frecuentes; consiste en la utilización de un reactor aerobio donde una comunidad microbiana degrada, en presencia de oxígeno, la materia orgánica biodegradable contenida en el agua residual. No obstante, durante el proceso se genera un exceso de microorganismos con un alto contenido en humedad denominado fango o lodo aerobio. La gestión de dicho lodo es uno de los aspectos más problemáticos de la depuración de aguas, llegando su gestión a alcanzar el 50-60 % de los costes operacionales en las plantas de pequeño y medio tamaño (Hendrickx, 2009).

La producción de lodos en las plantas de tratamiento de aguas residuales de la Unión Europea alcanza los diez millones de toneladas por año, en base seca (entre 60 y 90 millones

de lodo en base húmeda). En cuanto a la generación de lodos de depuradora por países, los mayores generadores son Alemania (1,9 millones de toneladas), Reino Unido (1,1 millones de toneladas), Italia (1,1 millones de toneladas), Francia (1,0 millones de toneladas) y España (1,9 millones de toneladas). Dichos países contabilizan hasta el 66 % de la producción total de lodos de la Unión Europea. Estos datos evidencian el interés que supone encontrar un método de gestión adecuado tanto al volumen de residuo generado como a sus características.

El tratamiento y gestión del lodo de depuradora está cada vez más regulado ya que presenta un elevado potencial contaminante debido su alta concentración de materia orgánica, haciéndose especial énfasis en la concentración de metales pesados, patógenos, contaminantes emergentes, etc. Por tanto, la deposición en vertederos de los lodos es altamente desaconsejable puesto que genera impactos ambientales tales como lixiviados de compuestos orgánicos e inorgánicos que contaminan cursos de agua y acuíferos, emisiones de malos olores y riesgos para la salud humana en las zonas cercanas. Con el fin de evitar dicha problemática, la UE ha fijado el objetivo de reducir el porcentaje de lodos que se depositan en vertedero en un 35 % en 2016 y en un 50 % en 2050, comparado con el año 2000, en todos los Estados Miembros (Lundin y col., 2004).

Así mismo, la Unión Europea está trabajando en un nuevo borrador sobre lodos y biorresiduos y su utilización en agricultura para revisar la Directiva 86/278/EEC relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos. En el nuevo borrador se limitan los métodos de gestión posibles para el lodo, así como se determinan los estándares que deben cumplir los procesos y los productos finales para su aplicación en la agricultura. Dentro de los métodos recogidos en este documento, el compostaje y la digestión anaerobia son los más relevantes en cuanto a su aplicación (tanto actual, como potencial), existiendo otros métodos posibles tales como adición de óxido de calcio, digestión aerobia, secado térmico u otros tratamientos con calor.

Actualmente, el destino final de los lodos gestionados en las plantas depuradoras de España se resume en la Figura 1. Como puede observarse, la mayor parte de los lodos que se tratan en España se aplican al suelo como enmienda orgánica tras un proceso de estabilización, siendo la deposición en vertedero e incineración métodos minoritarios. La aplicación de un proceso de estabilización previo a la deposición del lodo de depuradora al suelo es necesaria con el fin de evitar impactos ambientales y riesgos para la salud humana. En España, el método de estabilización más ampliamente utilizado en las plantas que gestionan su propio lodo residual es la digestión anaerobia (45 plantas), seguido por la estabilización aerobia (9 plantas mediante tratamiento aerobio externo al tratamiento del agua + 5 por aireación prolongada) y por la estabilización química (6 plantas). Otras 2900 plantas entregan sus lodos a gestores autorizados. Debido a su importancia, el presente estudio se centra en la comparación de los



Figura 1. Destino final de lodos de depuradora gestionados en España 2010.

dos métodos de gestión más ampliamente aplicados: el compostaje y la digestión anaerobia, haciendo un análisis comparativo de cada uno de ellos y determinando las condiciones que recomiendan la implementación de cada uno de los métodos.

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.1. Comparación de compostaje y digestión anaerobia

2.1.1. Aspectos económicos y operativos

En la comparación de las tecnologías de tratamiento de lodo de depuradora, una de las variables operacionales básicas que debe considerarse y de la que depende la aplicación potencial de cada método de tratamiento o gestión, es el volumen de generación de residuo por parte de la planta. En este sentido, plantas de tratamiento de aguas residuales de un tamaño menor a 50.000 habitantes equivalentes no generan un volumen de lodo suficiente para el mantenimiento de un reactor anaerobio, ni para que compense los gastos más elevados de inversión iniciales. Por tanto, para áreas geográficas con población dispersa, o sin grandes núcleos urbanos, el tratamiento de lodo mediante compostaje sería más viable. No obstante, la digestión anaerobia podría implantarse a modo de planta de tratamiento centralizada que permita la gestión de diversas plantas de tratamiento de aguas residuales en un único sistema de biometanización, haciendo que los gastos de implantación y de operación se dividan entre los distintos generadores de lodo, siempre y cuando los costes de transporte no sean tan elevados como para comprometer la viabilidad del proceso. Así mismo, dentro de los costes de operación se englobaría el coste de personal que debe operar la planta en cada uno de los métodos. Estos costes son mayores en el caso de la digestión anaerobia debido a la necesidad de una mayor especialización de los operarios que deben estar más cualificados para mantener y realizar el seguimiento del proceso de biometanización, siendo éste un proceso más complejo que el compostaje.

En cuanto a los beneficios de cada una de las tecnologías, el compostaje presenta como principal ventaja la generación de una enmienda orgánica estabilizada e higienizada, si el proceso se realiza correctamente, denominada 'compost', que permite la recuperación de nutrientes en suelos agrícolas. Esta ventaja es de especial relevancia en los países del área mediterránea donde existe un déficit de materia orgánica en los suelos. Por su parte, la digestión anaerobia genera un digestado parcialmente estabilizado que no es apto para su aplicación en agricultura, si bien puede ser sometido a un proceso de compostaje posterior, permitiendo nuevamente la recuperación de nutrientes. Desgraciadamente, el compostaje de lodos de depuradora y el digestado procedente de la digestión anaerobia presenta la limitación de las altas concentraciones de metales pesados en las enmiendas orgánicas obtenidas, sobre todo de cadmio, pudiendo producir la contaminación de suelos y procesos de fitotoxicidad. En ambos casos una solución a la limitación de utilizar únicamente lodo como materia prima puede ser la adición de uno o varios co-substratos que permitan la dilución de los contaminantes por debajo de los límites establecidos en la legislación (Chen y col., 2008), si bien la segregación de aguas de origen industrial podría ser otra alternativa aunque implicaría la implantación de una planta de tratamiento adicional.

La ventaja fundamental de la digestión anaerobia radica en la valorización energética de los residuos a través de la generación de metano, debido a su elevado poder calorífico (35.793 kJ/m³) (Wheatley, 1990). El metano generado, que se ha determinado experimentalmente es 12 litros por kg de lodo tratado y m³ de reactor, puede utilizarse para la generación de energía calorífica y/o eléctrica en la propia planta de tratamiento con el fin de compensar los requerimientos energéticos del sistema, que es una de las desventajas que presenta esta tecnología al tener que mantener la temperatura del sistema en condiciones aptas para los microorganismos. En el caso de la digestión anaerobia de lodos de depuradora, los rendimien-

tos de producción de metano no son muy elevados debido a que es un residuo difícilmente biodegradable, por lo que en ocasiones el metano generado no compensará la energía necesaria para producirlo. En estos casos, diversos pretratamientos pueden mejorar el proceso al facilitar la solubilización y posterior biodegradación del lodo, o bien la co-digestión con otros substratos orgánicos fácilmente biodegradables. Por otro lado, los requerimientos energéticos del compostaje pueden ser elevados en el caso de los procesos de compostaje en túnel o procesos abiertos con aireación forzada.

En general, la digestión anaerobia es sustancialmente más cara que los procesos de compostaje aerobios abiertos (costes de inversión de 370-520 € por tonelada frente a 74-111 € por tonelada, respectivamente), presentando los métodos de compostaje cerrados un coste más próximo a la biometanización (259-370 € por tonelada). La economía de escala puede rebajar los costes en plantas de digestión anaerobia de gran tamaño, aunque dichos costes debe esperarse que sean varias veces superiores al compostaje en sistemas abiertos (Composting Council of Canadá).

En cuanto a los aspectos operativos de los procesos de tratamiento, la eficacia y la capacidad de tratamiento son fundamentales para la implantación de estas tecnologías. Al comparar eficacias en la eliminación de materia orgánica, el proceso de compostaje permite una eliminación del 50 % del carbono orgánico oxidable y del 33 % del nitrógeno total presente en el compost y que son transferidos a la atmósfera en forma de gas (CO_2 , amonio, aminas, etc). Sin embargo, la biodegradabilidad tan solo alcanza el 35 % bajo condiciones anaerobias, encontrándose el nitrógeno en forma de amonio libre o amoniaco en la fase líquida de digestión. No obstante, a pesar de su menor eficacia en la eliminación de materia orgánica, la capacidad de tratamiento de residuo es varias veces mayor en el caso de la digestión anaerobia frente al compostaje (31 kg de residuo/ m^3 d frente a 10 kg de residuo/ m^3 d). Por tanto, en el caso de volúmenes de lodo muy elevados, la digestión anaerobia vuelve a presentar una ventaja frente al compostaje, que sería la opción de tratamiento más adecuada en plantas de menor tamaño y menor generación de lodos.

2.1.2. Aspectos ambientales

La protección del medio ambiente, la salud humana y la posible aparición de impactos ambientales son aspectos que se deben tener en cuenta a la hora de planificar la gestión del lodo de depuradora. Además, la conciencia social en materia de medioambiente es cada vez más estricta, viéndose reflejada en la aparición de nueva legislación en materia de gestión de residuos y en controles de la calidad más estrictos. Uno de los impactos ambientales tradicionalmente asociados al tratamiento de residuos, y en especial a la gestión de lodos de depuradora, es la emisión de olores desagradables que afectan a poblaciones cercanas. La emisión de olores además puede suponer un perjuicio económico para los habitantes de las zonas próximas debido a la devaluación del valor de los terrenos afectados por las emisiones. En cuanto a las tecnologías comparadas en el presente trabajo, el compostaje presenta una seria desventaja respecto a la digestión anaerobia en cuanto a la emisión de olores. Este problema es de especial relevancia en los sistemas abiertos, ya que no hay un control de las emisiones a la atmósfera. La digestión anaerobia sin embargo es un sistema cerrado por lo que no hay una emisión de olores relevante salvo que exista algún tipo de problema técnico. En ambos casos, independientemente de la emisión de olores de cada una de las técnicas de tratamiento, al ir asociadas a una planta de depuración de aguas es necesario llevar a cabo un estudio de impacto ambiental previo a la implantación de la planta depuradora en el que se tiene en cuenta este tipo de agresión ambiental puesto que la propia planta depuradora emite olores desagradables al medio, aunque cada día es más frecuente encontrar plantas cubiertas con control de emisiones. Así mismo, en el caso de que se quisiera controlar la emisión de olores en los procesos de compostaje, asociados a la primera etapa más olorosa, desarrollada

en túneles, se han desarrollado sistemas de biofiltros que permiten la eliminación de los compuestos olorosos de la corriente de aire que sale del sistema, capturándolo antes de su emisión a la atmósfera.

Otro de los problemas ambientales que pueden derivarse de la gestión del lodo es la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, especialmente dióxido de carbono. En el caso de la digestión anaerobia, los sistemas cerrados impiden la emisión de gases, por lo que no habría durante el proceso de tratamiento emisión de gases de efecto invernadero. No obstante, durante la combustión del metano generado en la biometanización del lodo y se libera dióxido de carbono a la atmósfera, aunque este no computa al tratarse de carbono procedente de sustancias residuales. Por otro lado, durante el compostaje la materia orgánica se degrada en condiciones aerobias, por lo que una parte del carbono presente en el lodo es emitido a la atmósfera en forma de dióxido de carbono.

3. CONCLUSIONES

El compostaje y la digestión anaerobia son dos tecnologías válidas para el tratamiento de lodos de depuradora que permiten gestionar este residuo de una manera respetuosa con el medio ambiente. Así mismo, cada tratamiento presenta unas ventajas y desventajas asociadas a la cantidad de residuo que deba de tratarse; aspecto que condiciona la viabilidad económica de cada proceso. En este sentido, el compostaje es recomendable para plantas depuradoras pequeñas o medianas, donde el volumen de lodo generado no compensa los altos costes de implantación de la digestión anaerobia. En el caso de plantas de grandes municipios, la mayor capacidad de tratamiento y la posibilidad de valorizar energéticamente el residuo, hacen que sea más recomendable la digestión anaerobia. Asimismo, cabe destacar que los problemas asociados a cada uno de los métodos pueden ser minimizados mediante la adición de co-substratos o la implementación de tecnologías que aumenten la viabilidad del proceso y garanticen la conservación del medio ambiente.

4. BIBLIOGRAFÍA

- Wheatley, A., 1990. *Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology*. Ed. Elsevier, Londres.
- Hendrickx, T.L.G., 2009. *Aquatic worm reactor for improved sludge processing and resource recovery*. Thesis Wageningen University, Wageningen.
- Vall, M.P., 2001. Waste water in European countries. *Environment and Energy*, 8-14.
- Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson G., Zetterlund, H., 2004. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resour. Conserv. Recy.* 41, 255–78.
- Chen, Y., Chen, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technol.* 99, 4044-4064.
- Composting Council of Canada. <http://www.compost.org/English/qna.html> (fecha de consulta: 25/06/2014).

Agradecimientos: Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación recibida a través del Proyecto CTM2011-26350.

EFFECTO FERTILIZANTE DEL VERMICOMPOST DE ESTIÉRCOL DE OVEJA SUPLEMENTADO CON DESTRÍOS DE TOMATE OBTENIDO MEDIANTE UN SISTEMA DE ALIMENTACIÓN CONTINUA

Rogelio Nogales Vargas-Machuca*, Fernando Calvo Rivas, Esperanza Romero Taboada, Celia Cifuentes Urien, Eduarda Molina Alcaide, Manuel J. Fernández-Gómez

Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC),
c/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada. *E-mail: rogelio.nogales@eez.csic.es

Resumen: Es bien conocido el efecto positivo que ejerce la aplicación de los vermicomposts obtenidos de diferentes residuos orgánicos sobre la fertilidad del suelo y los rendimientos de cosecha. En este trabajo se evaluó la capacidad fertilizante de un nuevo vermicompost, producido en un vermireactor vertical de alimentación continua a partir de estiércol de oveja suplementado con destríos de tomate. Para ello se ensayaron dos dosis de vermicompost (11 y 55 t ha⁻¹). Se estudió su efectividad frente a la fertilización mineral (NPK) aplicada en la dosis recomendada a un cultivo de ryegrass. Se realizaron tres recogidas de material vegetal y en el suelo postcosecha se analizó su fertilidad química y bioquímica. En el suelo abonado con la dosis de 55 t ha⁻¹ de vermicompost se obtuvieron mayores rendimientos del cultivo que en el fertilizado con NPK. Los nutrientes suministrados por el vermicompost se estimaron, dependiendo de la dosis, entre un 30 y 45 % de nitrógeno, 70 % de fósforo y entre un 40 y 50 % de potasio respecto a la de la fertilización mineral. En el suelo postcosecha, se apreciaron aumentos significativos del P y K asimilable cuando se había abonado con la dosis mayor de vermicompost. Además, el abonado con vermicompost fue más efectivo para aumentar la actividad enzimática del suelo postcosecha que la fertilización mineral.

Palabras clave: ryegrass, suelo postcosecha, fertilización mineral, nutrientes, actividades enzimáticas.

1. INTRODUCCIÓN

En general, el abonado con vermicompost producidos a partir de diferentes residuos orgánicos tiene un efecto positivo sobre los suelos y los rendimientos de cosecha (Arancon y Edwards, 2011). Aunque su capacidad inmediata para suministrar N, P y K al cultivo vegetal es inferior a la de los fertilizantes químicos, los vermicomposts ceden esos nutrientes gradualmente, a medida que su materia orgánica se mineraliza por la microbiota edáfica, por lo que son considerados como fertilizantes orgánicos de liberación lenta. Además de ello, su utilización mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Nogales y col., 2014). Actualmente, el avance del conocimiento en vermitecnología está siendo aplicado para obtener nuevos tipos de vermicomposts con un poder fertilizante inmediato similar al que poseen los fertilizantes químicos y que además, aumenten la calidad del medio edáfico cultivado. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo comparar la efectividad de un nuevo vermicompost obtenido a partir de estiércol de oveja y destríos de tomate frente a la fertilización química tradicional con NPK, valorando su potencial para suministrar nutrientes a un cultivo de ryegrass y el efecto sobre algunas propiedades químicas y bioquímicas del suelo postcosecha.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El vermicompost se obtuvo en un vermireactor vertical de 6 m², en cuyo fondo se colocó una capa de estiércol de oveja inoculada con lombrices *Eisenia fétida*. Semanalmente y durante un periodo de 6 meses esa capa fue alimentada con destríos de tomate. Una vez retiradas las lombrices, el vermicompost fue secado y molido. La Tabla 1 expone el análisis del vermicompost de estiércol y destríos de tomate obtenido.

Se realizó un experimento controlado en invernadero y en macetas que contenían 500 g de suelo ligeramente ácido (Cambisol crómico). Se ensayaron cuatro tratamientos por triplicado: S: suelo, S+NPK: suelo fertilizado con N, P y K en la dosis recomendada (250, 100 y 150 Kg ha⁻¹, respectivamente), S+V11: Suelo enmendado con vermicompost en una dosis de 11 t ha⁻¹ (idéntica cantidad de N que el fertilizante mineral) y S+V55: Suelo enmendado con vermicompost en una dosis de 55 t ha⁻¹ (cinco veces la cantidad de N del fertilizante mineral). Se desarrolló un cultivo de ryegrass (*Lolium perenne* L, cv. Argo), recogiendo tres recolecciones de material vegetal y muestreando posteriormente el suelo postcosecha. El vermicompost y el material vegetal fueron analizados según métodos estandarizados (Baethgen y Alley, 1989; C.I.L.I., 1969; MAPA, 1986; Zucconi y col., 1981). El P y K fueron extraídos del suelo con NH₄HCO₃-DTPA (Soltanpour y Schwab, 1977). Las actividades enzimáticas en el suelo post-cosecha se midieron siguiendo los métodos descritos por Alef y Nannipieri (1995).

Tabla 1. Análisis del vermicompost de estiércol de oveja y desechos de tomate.

pH	CE dS m ⁻¹	COT g kg ⁻¹	NKT g kg ⁻¹	C/N	CH g kg ⁻¹	AH g kg ⁻¹	IG (%)
8,9±0,2	3±0,3	174±8	22±0,8	7,8±0,4	16,5±0,4	48±1	83±4
P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	Fe g kg ⁻¹	Mn mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹
3,9±0,1	17±2	45±2	9,9±0,4	8,7±0,4	320±16	34±2	154±12

COT: carbono orgánico total; NKT: nitrógeno kjeldahl total; CH: carbono hidrosoluble; AH: ácidos húmicos; IG: índice de germinación.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La dosis de 55 t ha⁻¹ de vermicompost aumentó significativamente el peso seco de la parte aérea del cultivo de ryegrass respecto al suelo enmendado con fertilización mineral en la primera y tercera recogidas (Figura 1). Porcentualmente, y en base al peso seco total de ryegrass, el aumento fue de un 15 %. En cambio la aplicación de la dosis de 11 t ha⁻¹ se mostró menos efectiva para aumentar las cosechas de ryegrass, apreciándose una reducción del peso seco total de un 39 % respecto a la producida con la fertilización mineral.

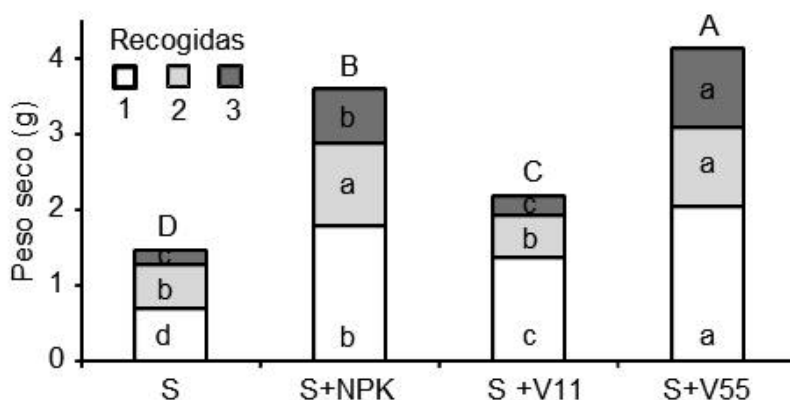


Figura 1. Desarrollo del cultivo de ryegrass en los diferentes tratamientos ensayados. Las letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada recogida ($p < 0,05$). Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para el total de las tres recogidas de material vegetal ($p < 0,05$).

En los tratamientos que contenían fertilizante químico o vermicompost, las concentraciones de N (20-35 g kg⁻¹), P (1,6-3,1 g kg⁻¹) y K (18-32 g kg⁻¹) de la parte aérea de ryegrass de la primera y segunda recogida (datos no mostrados) se encontraron dentro de los rangos de suficiencia establecidos para este cultivo (Benton Jones y col., 1991). En cambio en el suelo sin enmendar(S), así como en la tercera recogida de todos los tratamientos ensayados, los valores registrados fueron deficientes. La extracción total de esos nutrientes por el cultivo de ryegrass en los diferentes tratamientos fue del siguiente orden S+V55>S+NPK>S+V11>S (Tabla 2). Respecto al abonado con NPK, la aplicación de 55 t ha⁻¹ de vermicompost aumentó de la extracción de N (34 %), P (35 %) y de K (83 %) por el cultivo de ryegrass, mientras que las plantas cultivadas en el tratamiento que recibió la dosis menor de vermicompost extrajeron un 37 %, 46 % y 22 % de N, P y K, respectivamente.

Tabla 2. Extracción total (suma de extracciones de cada recogida) de N, P y K por el cultivo de ryegrass, porcentaje teórico aportado por cada enmienda y P y K extraído con AB-DTPA del suelo postcosecha en los diferentes tratamientos. En cada columna, letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p<0,05).

	Planta			Enmienda			Suelo	
	Extracción (mg maceta ⁻¹)			% teórico aportado			AB-DTPA (mg kg ⁻¹)	
	N	P	K	N	P	K	P	K
S	26±0,5 ^d	2,6±0,4 ^d	25±1 ^c				1,6±0,3 ^b	36±1 ^c
S+NPK	83±6 ^b	7,6±0,2 ^b	58±2 ^b	101±8	23±2	100±5	2,6±0,5 ^b	36±0,5 ^c
S+V11	52±3 ^c	4,1±0,4 ^c	46±3 ^c	45±5	16±4	50±2	3,2±0,3 ^b	48±2 ^b
S+V55	110±3 ^a	10±0,2 ^a	107±3 ^a	30±1	16±1	39±1	23±0,1 ^a	70±6 ^a

En base a la cantidad de N, P y K aportado por la fertilización mineral o por las dos dosis de vermicompost se pudo estimar, teóricamente, la proporción de esos nutrientes extraídos por el cultivo que procedían de las diferentes enmiendas aplicadas al suelo (Tabla 2). Los resultados obtenidos mostraron que todo el N y K aplicado en forma mineral al suelo había sido extraído por las tres recogidas de ryegrass (Tabla 1). En cambio, los porcentajes de N (entre 30-45 %) y K (entre 39-50 %) suministrados por el vermicompost fue menor. En relación al P, únicamente un 23 % del P aplicado en forma mineral fue extraído por el cultivo, porcentaje superior al proporcionado por las dos dosis de vermicompost (16 %, equivalente a un 70 % del aportado por el P mineral). Por ello, en el suelo post-cosecha, ambas dosis de vermicompost aumentaron las concentraciones de P y K extraídos con AB-DTPA comparado con los valores registrados en el tratamiento S+NPK (Tabla 1). Estos aumentos también observados en otros estudios en los que se abonaba con compost o vermicomposts (Fernández-Gómez y col., 2012; Zhan y col., 2003), implicaría que una fracción aportada de P y K por el vermicompost quedaría después de la recogida del cultivo en forma asimilable en el suelo, hecho que no tuvo lugar cuando se aplicó la fertilización mineral.

La comparación de la actividad bioquímica en los suelos postcosecha de los diferentes tratamientos se realizó mediante estimación gráfica (diagrama de estrella) a partir de resultados de cuatro actividades enzimáticas (Figura 2). Comparativamente, el abonado con vermicompost aumentó apreciablemente el área del diagrama respecto al suelo sin fertilizar (S) (253 % para V55; 148 % para V11) o enmendado con NPK (92 % para V55; 35 % para V11). Ello implicaría que los suelos postcosecha enmendados orgánicamente mostraron una mayor actividad potencial de su microbiota con una superior diversidad funcional (Andersson, 2003; Fernandez-Gómez y col. 2012).

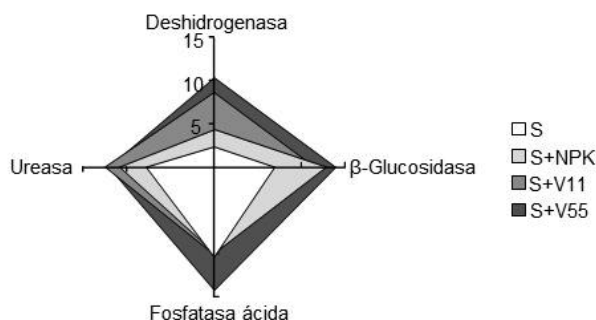


Figura 2. Actividades enzimáticas de suelo postcosecha en los diferentes tratamientos ensayados. Deshidrogenasa ($\mu\text{gINTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), β -glucosidasa ($0,1 \times \mu\text{g PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), fosfatasa ácida ($4 \cdot 10^{-2} \times \mu\text{g PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y ureasa ($\mu\text{g NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

4. CONCLUSIONES

El vermicompost de estiércol de oveja mezclado con destríos de tomate ensayado mostró un elevado potencial para aumentar los rendimientos de cosecha y mejorar la fertilidad química y bioquímica del suelo. Su aplicación a dosis elevadas evitaría el abonado con fertilizantes químicos, siendo por ello efectivo para su utilización en agricultura ecológica. A dosis bajas debería ser suplementado con fertilización NPK, pudiendo ser utilizado en agricultura integrada o convencional.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alef K., Nannipieri P., 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press Limited, San Diego, CA. 576 pp.
- Andersson T., 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agr. Ecosyst. Environ.* 98, 285-293.
- Arancon N., Edwards C.A., 2011. The use of vermicomposts as soil amendments for production of field crops. En: C.A. Edwards, N.Q. Arancon, R. Sherman, (Eds.). *Vermiculture Technology*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 129-152.
- Baethgen W.E., Alley M.M., 1989. A manual colorimetric procedure for measuring ammonium nitrogen in soil and plant Kjeldahl digests. *Commun. Soil Sci. Plant* 20, 961-969.
- Benton Jones J., Wolf B., Mills H.A., 1991. *Plant Analysis Handbook*. Micro-Macro Publishing, USA. 186 pp.
- C.I.I., 1969. Métodos de referencia para la determinación de elementos minerales en vegetales. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 28, 409-430.
- Fernández-Gómez M.J., Quirantes M., Vivas A., Nogales R., 2012. Vermicomposts and/or arbuscular mycorrhizal fungal inoculation in relation to metal availability and biochemical quality of a soil contaminated with heavy metals. *Water Air Soil Poll.* 10, 697-708.
- M.A.P.A., 1986. *Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Plantas, productos orgánicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes orgánicos*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 532 pp.
- Nogales R., Romero E., Fernández-Gómez M.J., 2014. *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones*. Ed. Paraninfo, Madrid, En prensa.
- Soltanpour P.N., Schwab A.P., 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro and micronutrients in alkaline soils. *Commun. Soil Sci. Plant* 8, 195-207.
- Zhang M., Li Y.C., Stoffella P.J., 2003. Nutrient availability in a tomato production system amended with compost. *Acta Hort.* 613, 787-789.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22, 27-29.

Agradecimientos: El presente estudio ha sido financiado por el proyecto de excelencia P12-AGR-587 de la Junta de Andalucía (fondos FEDER).

EFFECTO DIFERENCIAL DEL USO DE RESIDUOS ORGÁNICOS FRESCOS Y COMPOSTADOS EN UN CULTIVO DE TRIGO: POTENCIAL FERTILIZANTE Y SECUESTRO DE C

**María Dolores Pérez-Murcia^{1*}, María Ángeles Bustamante¹, Alberto Sanz-Cobeña²,
Antonio Marín-Martínez¹, Enrique Agulló¹, Aurelia Pérez-Espinosa¹,
Concepción Paredes¹, Raúl Moral¹**

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH).
Ctra. Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela (Alicante), España.

*E-mail: perez.murcia@umh.es

²ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, Avd. Complutense s/n, 28040 Madrid, España.

Resumen: En este trabajo se estudia el efecto comparativo del uso de enmiendas orgánicas frescas (lodos de depuradora) frente a un material estabilizado (compost de residuos ganaderos elaborado a base de estiércol conejo-cabra, paja de cereal y césped) respecto a su capacidad fertilizante y el potencial de secuestro de C en un cultivo de trigo. Para ello, se consideraron los siguientes tratamientos: suelo control sin enmienda (C), suelo enmendado con un lodo de depuradora aerobio (PL) y suelo enmendado con un compost elaborado a partir de residuos ganaderos (PC). Las enmiendas orgánicas fueron incorporadas al suelo y posteriormente se realizó la siembra del cultivo de trigo (*Triticum aestivum* var. Galera). Se evaluó el efecto diferencial de los tratamientos respecto al potencial fertilizante nitrogenado, al secuestro de carbono y a la producción de biomasa del cultivo.

Palabras clave: lodo EDAR, compost, estiércoles ganaderos, stock de carbono, *Triticum aestivum*.

1. INTRODUCCIÓN

La conservación del suelo constituye un aspecto esencial de sostenibilidad de la producción agrícola, así como de la fertilidad y la lucha contra el cambio climático. El uso de enmiendas orgánicas tiene una gran importancia en la recuperación de las reservas de C, especialmente en suelos áridos y semiáridos, ya que ayuda al mantenimiento de los niveles de materia orgánica, así como proporciona nutrientes y mejora la proliferación y la actividad de la microbiota edáfica (Tejada y col., 2006; Bastida y col., 2008; Bustamante y col., 2010). En este sentido, la materia orgánica del suelo ejerce funciones claves a nivel de calidad del suelo, minimizando los riesgos de degradación y pérdida de este recurso, favoreciendo la mitigación del cambio climático, debido al elevado potencial del suelo para recuperar el C emitido mediante la agricultura a través del secuestro de C (Lal, 2004). Por ello, los residuos orgánicos, cuya creciente generación y alta variabilidad suponen un fuerte impacto para el medio ambiente, pueden constituir una fuente sostenible de materia orgánica para el suelo aunque la tipología de las fuentes de C exógeno que se utilizan en agricultura puede condicionar su dinámica. En este sentido, las características de los diferentes materiales orgánicos, y especialmente, su grado de estabilización, pueden tener un diferente efecto en el suelo, sobre todo en la microbiota edáfica, influyendo en el uso del C contenido en estos materiales, con implicaciones directas sobre las emisiones de CO₂ procedentes de los suelos enmendados (De Neve y col., 2003; Bustamante y col., 2010).

Por tanto, en este trabajo se ha evaluado el efecto que diferentes enmiendas orgánicas tienen sobre el suelo en condiciones reales de cultivo, y especialmente en relación al potencial de secuestro de C del suelo, la dinámica nitrogenada, así como el rendimiento de cosecha para un cultivo de trigo de invierno.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

Los ensayos se realizaron en una parcela de cultivo situada en el municipio de Orihuela (Alicante, 38° 07' 38.4" N - 0° 48' 57.2" O). El suelo de la parcela tenía un pH moderadamente alcalino (pH = 8,3), baja salinidad (0,40 dSm⁻¹), una textura arcillo-limosa y un contenido en C orgánico oxidable de 1,25 % y de N (nitrógeno total Kjeldahl) de 0,18 %.

Previamente al establecimiento del cultivo de trigo ensayado (*Triticumaestivum* var. Galera), se establecieron los siguientes tratamientos: suelo control sin enmienda (C), suelo enmendado con un lodo de depuradora aerobio (PL) y suelo enmendado con un compost elaborado a partir de residuos ganaderos (PC). El compost utilizado fue elaborado mediante el sistema de volteo y estaba constituido por una mezcla (50:50) de estiércol conejo-cabra, paja de cereal y césped (85:8:7, respecto a peso fresco). Las principales características de los materiales orgánicos empleados se muestran en la Tabla 1. La aplicación de las enmiendas fue única al inicio del experimento, mediante arado mecánico, y las dosis empleadas fueron de 34,4 t/ha de lodo y 15,7 t/ha de compost. Por cada uno de los tratamientos, se establecieron al azar 2 parcelas de dimensiones 4,5 x 9,5 m². A lo largo del experimento, se realizaron dos muestreos de suelo, uno correspondiente al día de incorporación de las enmiendas y el otro se realizó el mismo día que se cosechó el trigo.

Tabla 1. Principales características de los materiales orgánicos utilizados.

	Lodo depuradora	Compost
pH	7,54	7,76
CE (dS m ⁻¹)	2,42	2,74
MOT (%)	66,5	62,1
Cot (%)	39,8	35,3
Nt (%)	6,03	3,10
C/N	6,60	11,4

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; Cot: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total.

2.2. Métodos analíticos

Las muestras de los materiales orgánicos utilizados fueron analizadas según los métodos descritos por Bustamante y col. (2010). En las muestras de suelo, el pH y la conductividad eléctrica se midieron en los extractos 1:2,5 y 1:5 suelo:agua (p/v), respectivamente. La respiración edáfica, la textura y los contenidos de N total Kjeldahl, N nítrico y C orgánico fueron determinados según los métodos utilizados por Bustamante y col. (2007).

En las plantas de trigo cosechadas se separó entre paja, espiga y raíz y se determinó el peso fresco de cada una de las partes. A continuación y tras su lavado con agua destilada, fueron secadas a 60 °C en una estufa de aire forzado, para determinar el peso seco. Todos los análisis fueron realizados en triplicado.

2.3. Métodos estadísticos

El análisis estadístico estuvo basado en un análisis de la varianza MLG-Univariante para los parámetros estudiados en el suelo, para evaluar el efecto del factor tratamiento (todos los parámetros estudiados) y el factor tiempo (sólo para la respiración edáfica). En los parámetros del cultivo, se realizó un ANOVA de los valores medios. En ambos casos, cuando el análisis mostró significación, adicionalmente se realizó el contraste post-hoc Tukey-b (P<0,05). Previamente, se evaluaron la normalidad y homogeneidad de las varianzas utilizando los tests de Shapiro-Wilk y Levene.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestra el efecto de los tratamientos sobre las diversas formas de nitrógeno en el suelo, mientras que en la Tabla 3 se recogen los valores de diversos parámetros relacionados con el secuestro de carbono edáfico. El carbono orgánico, la materia orgánica total y las distintas formas de nitrógeno evaluadas (NTK, N-NO₃ y N total) se incrementaron con la incorporación de las enmiendas orgánicas al suelo, produciéndose un mayor aporte por parte del compost.

Tabla 2. Efecto de los tratamientos sobre las formas de N en el suelo.

Tratamiento	N total Kjeldahl (gkg ⁻¹)	N-NO ₃ (mgkg ⁻¹)	N total (gkg ⁻¹)
Control	1,89a	17,75a	1,91a
Lodo	2,00b	21,32b	2,02b
Compost	2,17c	23,97c	2,20c
F ANOVA	28,88***	34,65***	31,03***

***: significación a P< 0,001. Los valores medios en columnas seguidos por la misma letra no son estadísticamente diferentes (P>0,05).

La mayor presencia de materia orgánica en las parcelas con enmiendas orgánicas también se ha reflejado en la densidad aparente del suelo que ha sido significativamente menor en dichas parcelas con respecto al control. El stock de carbono se ha incrementado con la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo siendo mayor el incremento en el caso del compost. Moral y col. (2014) también observaron en un estudio a largo plazo (7 años), una tasa de incremento del C almacenado en el suelo de hasta el 300 % respecto al inicial, así como un descenso en la densidad aparente del suelo enmendado.

Los resultados de C orgánico, materia orgánica y stock de C indican un secuestro potencial de carbono en sistemas de gestión con mínimo laboreo y uso de enmiendas orgánicas, pudiéndose considerar como un sistema de gestión de alternativa para reducir la producción de CO₂ y su liberación en la atmósfera. Khorramdel y col. (2013) también observaron en un cultivo de maíz mayor secuestro de C (4,1 t/ha) con el uso de sistemas de baja gestión utilizando compost o estiércoles a dosis de 30 t/ha y eliminación manual de malas hierbas, frente a otros sistemas de gestión media o alta, en los que se disminuye la dosis de enmendante y se aumenta la presencia de fertilizantes inorgánicos y las labores de arado mecánico (0,01 t/ha en el sistema de alta gestión).

Tabla 3. Efecto de los tratamientos sobre los parámetros claves en el secuestro de C edáfico.

Tratamiento	C orgánico (%)	Materia orgánica (%)	DAS (Mg/m ³)	Stock C (Mg C/ha)
Control	1,61a	2,79a	1,414b	0,69a
Lodo	1,75b	3,01b	1,400a	0,73b
Compost	1,83c	3,15c	1,399a	0,77c
F anova	29,12***	25,66***	4,802*	32,49***

DAS: densidad aparente del suelo. ***, **: Significación a P<0,001 y P<0,05, respectivamente. Los valores medios en columnas seguidos por la misma letra no son estadísticamente diferentes (P>0,05).

El tipo de tratamiento (Figura 1a), al contrario que el factor tiempo (Fig. 1b), tuvo una influencia significativa en la respiración edáfica, ya que la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo produce la activación de los microorganismos, aumentando las tasas de respiración edáfica (Bustamante y col., 2010).

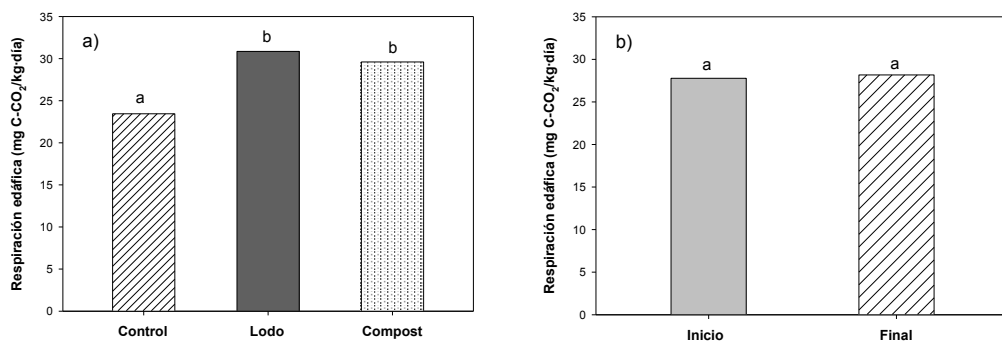


Figura 1. Efecto de la variable tratamiento (a) y de la variable tiempo (b) sobre la respiración edáfica.

Respecto a la producción de biomasa, no se encontraron diferencias significativas entre el control y los tratamientos con enmienda orgánica en el caso del peso fresco de la paja y de la raíz (Fig. 2a). El tratamiento con compost indujo un menor peso seco de paja, espiga y raíz (Fig. 2b) y menor peso fresco de espiga con respecto al control, pero solo se encontraron diferencias significativas con respecto al tratamiento con lodo en el caso del peso seco de la paja. En general, los tratamientos con enmienda orgánica fueron menos efectivos en la producción de biomasa que el control. Cabe destacar que en el suelo tratado con lodo se apreció una mayor cantidad de biomasa procedente de semillas de malas hierbas como la “avena loca”, “ballueca” o “cogula” (*Avena sterilis*) y de “alpiste” (*Phalaris spp.*), y una mayor altura de planta que indujo en la fase final del cultivo el encamado del cereal, casi en el 50 % de las superficies de las parcelas.

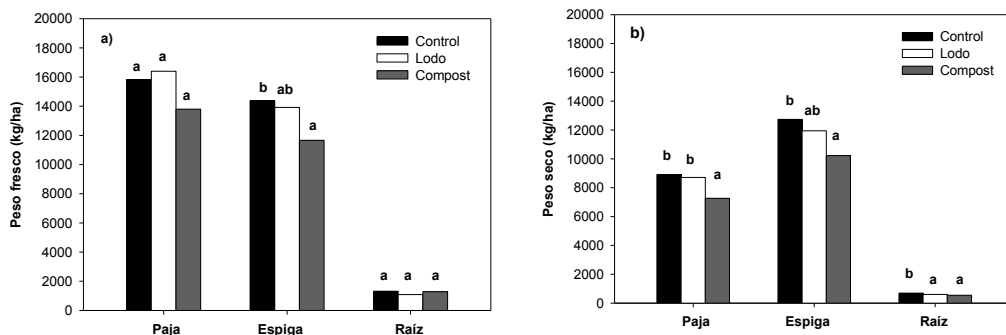


Figura 2. Efecto de los tratamientos sobre el peso fresco (a) y peso seco (b) del cultivo de trigo.

4. CONCLUSIONES

La incorporación de las enmiendas orgánicas no ha mostrado un claro efecto sobre el rendimiento del cultivo de trigo con respecto a la parcela control, sin embargo sí que ha supuesto un claro incremento en los contenidos de materia orgánica y de nitrógeno del suelo, produciendo también una mejora en un corto plazo de tiempo del stock de carbono del suelo, siendo este efecto mayor en el tratamiento con compost. Por otra parte, la incorporación de las enmiendas también ha mejorado la densidad aparente de suelo, así como la actividad de la microbiota edáfica, indicativos de una mejora de la calidad del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., Ros M., García C., Hernandez T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.* 40, 318-329.
- 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 Technol.* 98, 3269-3277.
- 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.
- De Neve S., Sleutel S., Hofman G., 2003. Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil. *Nutr. Cycl. Agroecosys* 67, 13-20
- Khorramdel S., Koocheki A., Nassiri-Mahallati M., Khorasani, R., 2013. Evaluation of carbon sequestration potential in corn fields with different management systems. *Soil Till. Res.* 113, 25-31.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Moral R., Agulló E., Pérez-Murcia M.D., Pérez-Espinosa A., Bustamante M.A., Paredes C., Marín-Martínez A., Grau A., García-Martínez S., Ruiz J.J., 2014. Secuestro de carbono y producción de biomasa en huertos educativos: la experiencia en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO) de la Universidad Miguel Hernández de Elche, 2006-2014. II Congreso Estatal de Agricultura Ecológica Urbana y Periurbana, marzo 2014, Utrera (Sevilla).
- Tejada M., Hernández M.T., García C., 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *J. Environ. Qual.* 35, 1010-1017.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (antiguo Ministerio de Ciencia e Innovación, AGL2008-05389, AGL2009-12371-C02-01), cofinanciado por el Plan E y por la Generalitat Valenciana (ACOMP/2010/177). Los autores agradecen al profesor de la Universidad Miguel Hernández de Elche Joaquín Parra Ruiz su colaboración en la cesión de finca y a nivel técnico.

USO DE LA FRACCIÓN SÓLIDA DEL PURÍN PORCINO COMO FERTILIZANTE EN LA PRODUCCIÓN DE CEBADA EN SECANO

Berta Riaño*, Mari Cruz García-González**

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, Finca Zamadueñas, 47071 Valladolid, España.

**E-mail: bertariano@yahoo.es, **E-mail: gargonmi@itacyl.es*

Resumen: En este estudio se comparó la influencia de un abono orgánico (la fracción sólida de purín porcino separada mediante tornillo prensa) frente a otro mineral y un testigo sin abonar sobre el rendimiento del cultivo de cebada (cv. Hispanic) durante dos años consecutivos (2011/2013). Asimismo, se comparó el efecto de la aplicación de cobertera mineral con la fertilización sólo en sementera (tanto orgánica como mineral). Los parámetros medidos fueron los relacionados con los componentes del rendimiento (número de espigas y peso específico) y la producción de grano, así como el contenido nitrogenado de la paja y del grano. La fuente de nitrógeno (mineral u orgánica) no pareció influir en el rendimiento del cultivo de cebada. Sin embargo, la aplicación del abono en cobertera fue fundamental para el desarrollo del cultivo. Por lo tanto, el abono mineral en sementera se puede sustituir por abono orgánico sin afectar por ello la productividad de la cebada, con las ventajas que supone en el abaratamiento de los costes de fertilización, contribuyendo a la adecuada gestión de los purines y mejorando las propiedades del suelo.

Palabras clave: fracción sólida del purín, cebada, cultivo en secano, abono en sementera, abono en cobertera.

1. INTRODUCCIÓN

Castilla y León es una de las regiones con una mayor cabaña ganadera porcina, con unos 3,7 millones de cabezas en 2008 (MARM, 2010). El constante crecimiento de la ganadería intensiva en esta región ha llevado consigo una gran concentración de residuos ganaderos en áreas pequeñas y localizadas, dentro de las cuales la aplicación excesiva de purín como fertilizante ha provocado contaminación de suelos y aguas (Bernet y Béline, 2009). Las dificultades en el manejo de los purines en estas zonas incluyen también las restricciones legislativas derivadas de la Directiva europea 91/676/CEE. Por lo tanto, se necesitan alternativas que ayuden a gestionar de forma eficiente los elevados volúmenes de purines generados en estas zonas. En este contexto, la aplicación de tecnologías de separación en las primeras etapas de las plantas de tratamiento de purines concentra los nutrientes y la materia orgánica en una fracción sólida, reduciéndose el volumen del purín residual, lo cual facilita su almacenamiento y abarata su posterior transporte a otras zonas. Por otro lado, la fracción líquida resultante puede ser así más eficazmente tratada mediante procesos biológicos (Riaño y García-González, 2014).

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la productividad de la cebada usando la fracción sólida de purín porcino como fertilizante en sementera comparándolo con el uso de un abono mineral durante dos años consecutivos. Asimismo, se evaluó el efecto de la aplicación del abono de cobertera mineral, comparado con la fertilización sólo en sementera (tanto orgánica como mineral).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Descripción del ensayo

Los ensayos fueron realizados a lo largo de dos campañas consecutivas (2011-2012 y 2012-2013) usando cebada (cv. Hispanic) en Valladolid (41°43' N, 4°42' W). El suelo era de tipo franco con 2,3 % de carbono total, 43 mg P₂O₅ Kg⁻¹ de P-Olsen y <0,05 % de N total. La temperatura media fue de 12,5 °C, y la precipitación de 270 mm en la campaña 11-12

y 509 mm en la campaña 12-13. El diseño experimental fue al azar, con tres repeticiones por tratamiento (seis para el testigo sin abonar), en microparcels de secano de 8 x 17,5 m.

Como fertilizante mineral en sementera se utilizó el complejo 8-15-15 (360 kg ha⁻¹). Como fertilizante orgánico en sementera se utilizó la fracción sólida de purín, la cual presentó una concentración de nitrógeno orgánico de 1,5 g kg⁻¹ y de 2,6 g kg⁻¹ (sobre muestra fresca) en la campaña 11-12 y 12-13, respectivamente, aplicándose 77 t ha⁻¹ en la campaña 11-12 y 44 t ha⁻¹ en la campaña 12-13. El abonado de cobertera fue de 300 kg ha⁻¹ de nitrato amónico del 27. Los parámetros estudiados fueron: el número de espigas por metro cuadrado, el peso específico y la producción de grano, así como el contenido de proteínas de la paja y del grano.

2.2. Métodos analíticos y estadísticos

Los análisis de la fracción sólida del purín se analizaron de acuerdo con los métodos normalizados (APHA, 2005). El peso específico del grano, su humedad y el NKT fue determinado mediante espectrofotometría de infrarrojo (INFRATEC, 1241, Foss). El contenido de proteína en grano y paja fue determinado multiplicando por 6,25 la concentración de NKT. El n° de espigas se determinó haciendo cinco conteos por parcela con cuadrados de 0,5 m de lado. Los suelos se analizaron según la metodología oficial (MAPA, 1994). El análisis estadístico de los datos se realizó usando ANOVA (p> 0,05).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Componentes del rendimiento: número de espigas y peso específico del grano

En el año agrícola 11-12, no se observaron diferencias significativas (p>0,05) en el número de espigas por m² entre ninguno de los tratamientos (Tabla 1). Sin embargo, en el año 12-13, se observó que la aplicación del abono de cobertera contribuía significativamente al aumento de espigas por m², si bien, no se observaron diferencias entre las parcelas con fertilización orgánica ni mineral. El peso específico del grano, junto al n° de espigas y el n° de granos por espiga, completan la producción final. Los pesos específicos del grano fueron ligeramente menores en el primer año de ensayo que en el segundo. Así, en la campaña 11-12, los pesos específicos variaron entre 60 kg hL⁻¹ para las parcelas en las que se aplicó fertilización mineral en sementera y cobertera y 68 kg hL⁻¹ en las parcelas en los que sólo se aplicó fertilización orgánica en sementera. En el año 12-13, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el peso específico obtenido para los distintos tipos de fertilización, encontrando valores entre 70-73 kg hL⁻¹.

Tabla 1. Espigas por metro cuadrado y productividad para las distintas fertilizaciones.

	Espigas m ²		Productividad grano (kg ha ⁻¹)	
	Año 11-12	Año 12-13	Año 11-12	Año 12-13
Testigo	756 ± 119	331 ± 131	3000 ± 400	1600 ± 781
Testigo + cobertera	-	733 ± 318	-	3767 ± 850
Orgánico	849 ± 186	449 ± 96	3700 ± 400	3300 ± 800
Mineral	861 ± 171	516 ± 164	3467 ± 300	2800 ± 521
Orgánico + cobertera	1006 ± 347	721 ± 229	3133 ± 100	6400 ± 361
Mineral + cobertera	972 ± 142	834 ± 137	3000 ± 600	6500 ± 200

3.2. Rendimiento del cultivo

En la campaña 11-12 (Tabla 1), las producciones fueron similares en todos los tratamientos (3000-3700 kg ha⁻¹), no encontrándose diferencias significativas entre ellos. El

rendimiento del cultivo para el año 12-13 fue muy superior, llegando hasta valores de 6400-6500 kg ha⁻¹ en las parcelas con abonado en cobertera, lo cual se puede atribuir al aumento significativo de las precipitaciones anuales. No se encontraron diferencias significativas entre la fertilización orgánica y mineral aplicada en sementera. En las parcelas sin ningún tipo de fertilización, el rendimiento del cultivo disminuyó significativamente con respecto al año agrícola 11-12, lo cual se puede explicar por el paulatino agotamiento de los nutrientes en el suelo como consecuencia de la extracción vegetal y del exceso de lluvia.

3.3. Extracciones de nitrógeno por el cultivo

Respecto al contenido proteico de las distintas fracciones de la biomasa (Tabla 2), en el primer año el porcentaje de proteína en grano fue ligeramente superior en las parcelas en las que la fertilización se aplicó también en cobertera, si bien no se observaron diferencias significativas entre el abonado orgánico y el mineral. En el segundo año, el contenido proteico fue significativamente superior para las parcelas con abonado orgánico, obteniéndose valores iguales o ligeramente superiores para las parcelas en las que se aplicó fertilización en cobertera. Así, se concluye que al incrementar la dosis de nitrógeno aplicada aumenta el porcentaje en el grano, lo que concuerda con los resultados obtenidos por otros autores (Pardo y col., 2005). En cuanto al porcentaje de proteína en paja, el primer año se observa un porcentaje ligeramente superior en las parcelas con cobertera, mientras que el segundo no hay diferencias significativas entre ninguno de los tratamientos utilizados, incluyendo las parcelas testigo (Tabla 2).

Las extracciones de biomasa de las raíces se estimaron en un 20 % del total de la biomasa aérea y el porcentaje de nitrógeno la mitad de la parte aérea (Mitchell y Teel, 1997; Pardo y col., 2005). Las extracciones de N por parte de la cebada fueron mayores en el caso de la aplicación en cobertera, alcanzando valores entre 94-97 kg NKT ha⁻¹ en el primer año y 131-149 kg NKT ha⁻¹ en el segundo, con pocas diferencias entre la fertilización orgánica y la mineral. En el caso de la aplicación de abono sólo en sementera, tampoco hubo diferencias significativas entre la fertilización orgánica y mineral, resultando una extracción de N entre un 24-35 % inferior que en el caso de las parcelas con fertilización posterior en cobertera. La extracción de N en las parcelas con abono sólo en sementera se redujo drásticamente (hasta 50-67 kg NKT ha⁻¹) durante el segundo año. En la parcela testigo sin abonar la extracción de nitrógeno por parte del cultivo fue inferior al resto de las condiciones, con valores de 58 kg NKT ha⁻¹ en el primer año y reduciéndose hasta 31 kg NKT ha⁻¹ en el segundo año, como consecuencia del mencionado agotamiento de nutrientes en el suelo.

Tabla 2. Contenido proteico del grano y la paja para las distintas fertilizaciones.

	Proteína (%)			
	Año 11-12		Año 12-13	
	Grano	Paja (s.m.f)	Grano	Paja (s.m.f)
Testigo	10.9 ± 1.7	1.5 ± 0.2	10.4 ± 0.6	3.2 ± 0.4
Testigo +cobertera	-	-	13.8 ± 0.4	4.3 ± 0.7
Orgánico	11.4 ± 2.3	1.9 ± 0.3	11.0 ± 0.9	3.9 ± 0.9
Mineral	11.4 ± 1.3	1.9 ± 0.3	9.1 ± 0.4	4.1 ± 1.2
Orgánico + cobertera	14.5 ± 2.2	4.1 ± 0.6	10.8 ± 1.2	4.2 ± 0.1
Mineral +cobertera	16.1 ± 0.1	3.7 ± 0.4	9.6 ± 1.5	3.3 ± 0.2

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que la fuente de nitrógeno (mineral u orgánica) aplicada en sementera no parece influir en el rendimiento del cultivo de cebada. Por lo tanto,

el abono mineral en sementera se puede sustituir por abono orgánico sin afectar por ello la productividad de la cebada y a su composición proteica, con las ventajas que supone en el abaratamiento de los costes de fertilización y mejorando las propiedades del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- APHA, 2005. Métodos normalizados para el análisis de aguas y aguas residuales. American Water Works Association and Water Environment Federation. 21st ed. American Public Health Association. Washington, D. C.
- Bernet, N., Béline, F., 2009. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. *Biore-source Technol.* 100, 5431 - 5436.
- MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis. Vol. III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. Madrid.
- MARM, 2010. <http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/anuario/2008/indice.asp>, fecha de acceso: 23.11.12.
- Mitchell, W.H., Teel, M.R., 1997. Winter annual cover crops for no tillage corn production. *Agron. J.* 69, 569-573.
- Pardo, G., Aibar, J., Villa, F., Zaragoza, C., 2005. Efecto de distintos tipos de fertilizantes sobre la evolución de nutrientes en el suelo y en la producción de cebada. ITEA: Información Técnica Económica Agraria, 101 (2), 145-166.
- Riaño B., García-González, M.C., 2014. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. *J. Environ. Manage.* 132, 87-93.
- Walkey, 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.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto Life+ Manev (LIFE09 ENV/ES/000453).

ESTUDIO COMPARATIVO DE CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA EN UNA ETAPA Y DOS ETAPAS DE LODOS DE EDAR Y LIXIVIADO DE COSETAS DE REMOLACHA

Rocío Montañés Alonso*, Rosario Solera del Río, Montserrat Pérez García

Departamento de Tecnología del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), España.

**E-mail: rocio.montanes@uca.es*

Resumen: La productividad de los digestores anaerobios de residuos se puede potenciar y mejorar mediante la adición de co-sustratos fácilmente biodegradables como el lixiviado de cosetas. La digestión anaerobia en fases de temperatura (TPAD) surge como mejora de la digestión anaerobia de una sola etapa. Se trata de un sistema en dos fases que opera a temperaturas termofílicas (55-60 °C) en la primera, y en el rango mesofílico (35-37 °C), incorporando así las ventajas de ambos y minimizando, en gran medida, los inconvenientes de cada uno de ellos, lo que se traduce en un aumento de la eficiencia del proceso global.

El estudio compara un sistema de co-digestión anaerobia de lodos de EDAR y lixiviado de pellets de remolacha en un sistema en dos fases de temperatura utilizando reactores de tanque agitado sin retención de biomasa y en régimen semi-continuo de alimentación, con el mismo proceso de co-digestión anaerobia de los mismos sustratos en una etapa en régimen mesofílico.

Según los resultados, los rendimientos obtenidos en el proceso TPAD fueron superiores al sistema de una sola etapa en régimen mesofílico con mayores porcentajes en cuanto a la reducción de sólidos volátiles.

Palabras clave: Co-Digestión anaerobia en fase temperatura, Co-Digestión anaerobia, producción de metano, reactor CSTR

1. INTRODUCCIÓN

La digestión anaerobia mesófila en reactores de mezcla completa ha sido ampliamente utilizada para la reducción de volumen de lodos en procesos de tratamiento de aguas residuales así como para la obtención de energía en forma de metano. Este proceso requiere tiempos de retención del orden de 20 días y presenta limitaciones en cuanto a la eficacia de reducción de sólidos volátiles y en la desactivación de organismos patógenos. Estas limitaciones se pueden solventar, en parte, operando en rango termofílico de temperatura.

Por otro lado, el proceso anaerobio en dos fases o en dos etapas de temperatura permite obtener una buena calidad del efluente así como un elevado rendimiento de producción de metano y reducción de sólidos volátiles con alta estabilidad del proceso. Esto implica que el rendimiento de un proceso anaeróbico podría mejorarse con la combinación de temperaturas en el proceso de digestión anaerobia.

Además, la co-digestión anaerobia de residuos orgánicos de diferente procedencia ha demostrado ser una metodología exitosa tanto en condiciones mesofílicas como termofílicas (Dinsdale y col., 2000, Callaghan y col., 1999).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipos utilizados

El ensayo en fases de temperatura se desarrolló usando dos digestores de 5 litros tipo tanque agitado conectados entre sí según el esquema termofílico (55 °C)-mesofílico (35 °C). El tiempo hidráulico de retención (THR) ensayado fue de 20 días (10/10). El ensayo en régimen mesófilo se llevó a cabo en un reactor de 5 L de volumen útil, con un THR de 20 días.

2.2. Técnicas analíticas

Los sólidos totales y los sólidos volátiles fueron determinados de acuerdo a lo establecido en el Estándar Método (APHA, 1995). Los ácidos grasos (AGV) y la composición del biogás fue determinada por cromatografía (Riau y col., 2010; Zahedi y col., 2013).

El pH fue medido usando un pH-metro Crisol 20 Basic. En los ensayos se emplearon bolsas de muestreo y almacenamiento de gases (SKC serie 232) fabricadas con Tedlar, de 5 litros de capacidad. El volumen de biogás generado se cuantificó mediante un caudalímetro de gases.

2.3. Alimentación

Como fuente de alimentación se emplearon lodos mixtos de la EDAR San Fernando-Cádiz y lixiviado de cosetas de remolacha obtenida a partir de pellets de remolacha procedente de la empresa Azucarera Ebro sita en Jerez de la Frontera (Cádiz). La Tabla 1 presenta las características físico-químicas de la mezcla 50 %-50 % de lodos de EDAR y lixiviado de cosetas de remolacha. Puede observarse como la mezcla ha generado un residuo con buenas características para ser usado en codigestión.

Tabla 1. Caracterización de la mezcla lixiviado de cosetas deshidratados-lodos mixtos.

pH	4,51
Sólidos Totales (mg ST/l muestra)	60,00
Sólidos Volátiles (mg SV/l muestra)	19,00
DQO (kg O ₂ /m ³)	13,70
Acidez total (mg AcH/l)	15500,40
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	0,36

2.4. Fuente de inóculo

Los reactores piloto fueron inoculados con lodo mesofílico procedente de los digestores industriales que, en el momento de la inoculación, trabajaban a un tiempo hidráulico de retención (THR) de 20 días. Para la obtención del inóculo termofílico se optó por un cambio directo de temperatura de condiciones mesofílicas a condiciones termofílicas (Riau y col., 2010).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio compara un sistema de co-digestión anaerobia de lodos de EDAR y lixiviado de pellets de remolacha en un sistema en dos fases de temperatura en régimen semi-continuo de alimentación, con el mismo proceso de co-digestión anaerobia de los mismos sustratos en una etapa en régimen mesofílico.

Los cuatro pasos del proceso de digestión anaerobia se pueden separar en los procesos de digestión anaerobia en dos etapas, con la hidrólisis de los componentes de las materias primas poliméricas y posterior acidogénesis (o fermentación) que se producen principalmente en el digestor termofílico, mientras la actividad microbiana de acetogénesis y la metanogénesis se lleva a cabo principalmente en el digestor mesofílico. Esta separación hace factible optimizar la acetogénesis y la metanogénesis por separado de la hidrólisis y la acidogénesis, en términos de pH, tiempo hidráulico de retención, homogenización de la mezcla, y la tasa de carga.

En cuanto a la producción de biogás se observó un aumento en el ensayo TPAD 10/10: la generación de biogás fue de 1,70 l/d en condiciones termófilas para 10 días de tiempo hidráulico de retención aumentando hasta 3,44 l/d en el sistema de digestión anaerobia en dos etapas de temperatura.

Los niveles de pH en los digestores en régimen termófilo y mesófilo del ensayo de dos fases de temperatura, están en el rango de trabajo de las bacterias metanógenas. Por lo tanto el nivel de pH en los digestores del proceso TPAD fueron similares a los del proceso anaerobio termófilo de una sola etapa (Tabla 2).

Tabla 2. Condiciones del ensayo y caracterización del efluente.

	TPAD (T/M)	Monoetapa mesófilo
pH	7,52/7,18	7,49
ST (mg/L)	18/15	36
SV (mg/L)	10/5	12
ST eliminación(%)	70,0/7,0	40,2
SV eliminación (%)	60,0/13,6	36,0
Productividad (L CH ₄ /gVS _{removal})	0,19/3,25	1,70
VFA t (mg H-Ac/L)	760/537	323

Los valores de AGV en el digestor termófilo del ensayo TPAD, así como el del digestor mesófilo se estabilizaron después de la estabilización del sistema para el tiempo hidráulico de retención estudiado, y no se vieron afectados por el cambio en las características del influente. En régimen estacionario de operación, el valor VFA en el reactor mesófilo del ensayo TPAD fue de 537 mg AcH/L, que fue inferior a 760 mg AcH/L del reactor en régimen termófilo (Tabla 2). Esto indica que el digestor mesófilo del sistema de dos etapas de temperatura es estable y tiene capacidad para el tratamiento del efluente del reactor termófilo.

4. CONCLUSIONES

Los resultados óptimos en el sistema de dos etapas pueden ser atribuidos al buen funcionamiento del digestor en régimen termófilo. En estos casos, un pretratamiento termófilo previo al proceso de co-digestión anaerobia mesófila permite mejorar el rendimiento del proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WPCF., 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington, DC. 3019-3027.
- Dinsdale, R.M., Premier, G.C., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L., 2000. Two-stage anaerobic co-digestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. *Bioresource Technol.* 72 159-168.
- Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F., 1999. Co-digestion of waste organic solids: batch studies. *Bioresource Technol.* 37 117-122.
- Riau, V., De la Rubia, M.A., Pérez, M., 2010. Temperature phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: A discontinuous study. *Bioresource Technol.* 101, 65-70.
- Zahedi S., Sales D., Romero, L.I., Solera R., 2013. Hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic thermophilic acidogenesis: influence of organic loading rate and microbial content of the solid waste. *Bioresource Technol.* 129, 85-91.
- Zhao Q, Kugel G., 1996. Thermophilic/mesophilic digestion of sewage sludge and organic wastes. *J Environ. Sci. Health A31* (9), 2211-31.

Agradecimientos: Los autores desean expresar su agradecimiento Proyectos de Excelencia de la Junta de Andalucía, concretamente a través del proyecto de investigación de referencia ref. P09-TEP-5275, financiados por fondos FEDER de Enero 2010-Diciembre 2013.

DESARROLLO DE SEMILLEROS FORESTALES PARA ESPECIES MEDITERRÁNEAS EN CONDICIONES DE ESTRÉS. EFECTO DE LA SUSTITUCIÓN DE TURBA POR COMPOST

Manuel Escobar¹, Raul Moral¹, David Santacreu², Aurelia Pérez Espinosa^{1*}, Enrique Agulló¹, Fuensanta García-Orenes³, María Ángeles Bustamante¹, Concepción Paredes², María Dolores Pérez Murcia¹

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH). Ctra. Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela, Alicante.

²Aguas de Alicante, Alicante.

³Grupo de Edafología Aplicada. Universidad Miguel Hernández (UMH). Elche, Alicante.

*E-mail: aurelia.perez@umh.es

Resumen: La revegetación de espacios naturales es una labor costosa y con bajas tasas de éxito debido a las condiciones edafoclimáticas donde se deben implantar, y a la especificidad de las especies a utilizar, asociada a su difícil propagación así como al cambio drástico entre las condiciones de propagación y el medio a revegetar. En este sentido, el desarrollo de semilleros forestales de especies de medio porte tiende a establecer estrategias de estrés a nivel de semillero y plantón para favorecer el éxito final en la revegetación, aunque la fase de desarrollo de plantones sea más lenta. De cara a optimizar este tipo de sistemas, se ha ensayado la viabilidad de un compost en la sustitución parcial de una turba comercial para semilleros de *Chamaerops humilis* L. (Palmito), *Tamarix boveana* Bunge (Taray), *Juncus acutus* L. (Junco) y *Thymus moroderi* Pau ex Martínez (Cantueso). El ensayo se ha realizado en el Clot de Galvany (Elche) en un semillero forestal usando alveolos de 250 mL con tratamientos de sustitución compost-turba de 0, 25 y 50 % en volumen. Se han caracterizado los medios de cultivo a nivel de propiedades físicas e hidrofísicas, se ha determinado la tasa de germinación así como toda una serie de parámetros morfológicos como altura y cobertura vegetal y finalmente la pervivencia de los plantones en la zona revegetada al cabo de 6 meses. Los resultados han puesto de manifiesto que los medios que incluyen compost favorecen una mayor vegetatividad así como en algunos casos también tasa de éxito en la revegetación.

Palabras clave: medio de cultivo, Palmito, Taray, Junco, Cantueso.

1. INTRODUCCIÓN

El refuerzo de la cubierta vegetal autóctona en sistemas forestales, es una de las prácticas necesarias para contribuir a la recolonización de suelos que han sido objeto de cultivo marginal o han sufrido agresiones deteriorando o eliminando la vegetación autóctona, además de contribuir a preservar el suelo frente a la erosión y crear más recursos para la fauna. La producción en semilleros forestales es básica para asegurar una capacidad de reforestación adecuada teniendo en cuenta que las especies autóctonas presentan una dinámica de crecimiento lenta, específicamente en zonas litorales mediterráneas como en el caso de estudio. También en semilleros forestales las turbas son los materiales más utilizados como sustrato a pesar de sus limitaciones respecto a sostenibilidad y disponibilidad, por lo que la búsqueda y sobre todo la validación de nuevos materiales orgánicos que la puedan sustituir total o parcialmente cobra mayor sentido en usos de restauración del paisaje natural.

En este trabajo se estudia la viabilidad de la sustitución de turba por compost para la germinación y desarrollo de distintas especies forestales mediterráneas como *Chamaerops humilis* L. (Palmito), *Tamarix boveana* Bunge (Taray), *Juncus acutus* L. (Junco) y *Thymus moroderi* Pau ex Martínez (Cantueso) especies de interés para la producción vegetal, destinadas a cubrir las necesidades de gestión en cuanto a las labores de reforzamiento o recuperación de la cubierta vegetal autóctona del paraje natural del Clot de Galvany de Elche (Alicante).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos se llevaron a cabo en el paraje natural del Clot de Galvany de Elche (Alicante), formado por un sistema de saladares y charcas (saladares y charcas de Balsares-Clot de Galvany) relacionados con las lomas y montes del Cabeçó-Carabassí y Sierra del Cabo, y los complejos litorales de playas y dunas del Altet-Arenales del Sol y Carabassí, así como otros humedales próximos como son el Fondet de la Senieta y Agua Amarga.

Tabla 1. Caracterización del compost y de la turba utilizada.

Propiedad	Compost	Turba
pH (1:2,5 p:v)	7,57	5,50
CE (1:10 p:v) (dS/m)	4,89	0,114
MOT (%)	47,4	96,4
C (%)	24,4	56,1
N (%)	2,07	0,3
Relación C/N	11,8	187
P (%)	1,23	0,07
K (%)	2,10	0,09
Na (%)	0,81	0,02
Ca (%)	7,1	2,1
Mg (%)	1,2	0,4
Fe (mg/kg)	4241	847
Cu (mg/kg)	33	12
Mn (mg/kg)	219	28
Zn (mg/kg)	231	17
Índice Zucconi fitotoxicidad (%)	81,0	100
Supresividad (anillo inhibición) (%)	26,0	0

La superficie del vivero forestal es de 930 m², distribuida en diversas albitanas que ocupan unos 690 m² y un umbráculo de unos 240 m². El experimento se ha llevado a cabo en la zona del umbráculo usando alvéolos forestales de 250 mL con 24 repeticiones por especie y tratamiento. Para el riego se utilizó agua potable con una conductividad de 802 µS/cm y pH 8,2 sin fertirrigación ninguna. En la Tabla 1 se muestran las características del compost así como de la turba usada en el experimento. Las dosis ensayadas fueron: 100 % turba (100 % T), 75 % turba y 25 % compost (75 % T - 25 % C) y 50 % turba y 50 % compost (50 % T- 50 % C). El compost fue desarrollado dentro del programa ambiental de factura electrónica de la empresa Aguas de Alicante por parte del grupo de investigación GIAAMA cuyo objetivo es apoyar en campañas de repoblación de especies forestales y arbustivas en ambientes mediterráneos y las propiedades buscadas son una alta capacidad de retención de agua, así como un contenido fertilizante y capacidad supresiva moderada con utilización mayoritaria de residuos urbanos (lodos de depuradora), junto a materiales de la industria agroalimentaria. La turba usada es una turba rubia muy poco mineralizada y alterada a nivel granulométrico y sin fertilizar. Terminada la fase de semillero la planta se trasplantó en el paraje natural donde se estudia su pervivencia durante los primeros 6 meses.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Propiedades físicas de los sustratos

En la Tabla 2, se muestran las principales propiedades físicas de los medios de cultivos resultantes. La densidad aparente de los medios con turba y compost va aumentando de

forma proporcional al aumento de la dosis de compost tal y como ocurre en otros estudios (Agulló y col. 2008; Bustamante y col., 2008). Para el tratamiento de mayor sustitución (50 % T-50 % C) aumenta mucho la densidad aparente y disminuye el EPT, pudiendo ser propiedades limitantes para el enraizamiento de las plántulas crecidas en este medio. Además este tratamiento es el que más disminuye la capacidad de aireación aunque se encuentra dentro del intervalo óptimo del sustrato ideal. Los valores de contracción de todos los tratamientos están dentro del intervalo óptimo sugerido para un sustrato ideal (< 30 %), siendo el tratamiento con 50 % C el que menor valor - presenta.

Tabla 2. Propiedades físicas de los medios de cultivo ensayados (T: turba, C: compost)

Propiedades	100 % T	75 % T - 25 % C	50 % T - 50 % C	F anova	Intervalo óptimo ²
Densidad aparente compactada (g/cm³)	0,15a	0,25b	0,37c	27***	--
Densidad aparente (g/cm³)	0,14a	0,18a	0,30b	45***	≤ 0,2
Espacio poroso total (% vol)	86,1b	81,8ab	70,7a	12 **	> 85
Cap. retención agua (ml agua/l sustrato)	508c	455ab	432a	22***	≤ 500
Cap. de aireación ¹ (% vol)	35,3b	36,4b	27,7a	9,1**	20-30
Contracción (% vol)	14,8c	13,2b	11,3a	17***	< 30

¹ A 10 cm de columna de agua. ² Intervalo de valores aceptable como óptimo para un sustrato según Abad et al. (2001). Letras distintas en cada fila implican tratamientos estadísticamente diferentes (P>95 %).

3.2. Material vegetal

Se ha realizado un modelo estadístico de comparación general multivariante, donde se comparan los valores de la variable sustitución turba-compost y por otro lado la variable tipo de cultivo respecto a los parámetros analizados germinación, altura promedio y cobertura vegetal (Figura 1 y 2). La presencia del compost en el medio de cultivo mejora la germinación, el desarrollo en altura de las plantas y la cobertura vegetal en comparación con el sustrato a base de turba.

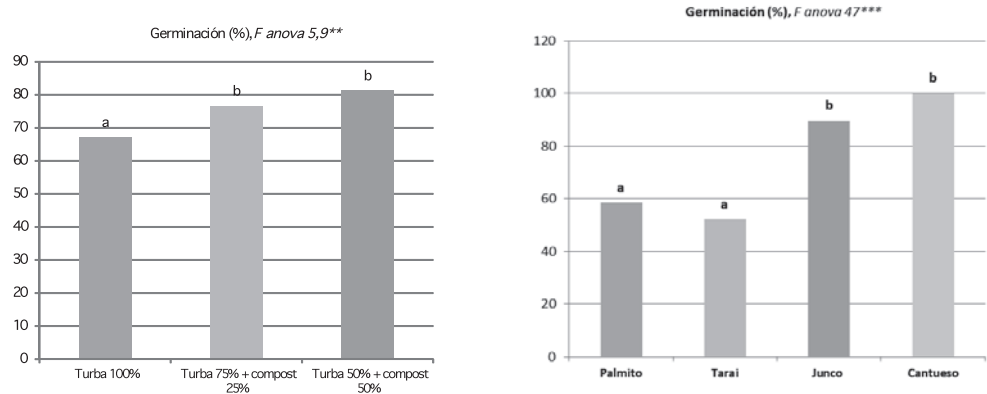


Figura 1. Germinación (%) en función de la sustitución turba-compost y de la especie ensayada.

En el caso de los parámetros asociados al desarrollo morfológico (altura y cobertura vegetal) la presencia de dosis crecientes de compost en el medio de cultivo ha supuesto un aumento proporcional muy significativo con la dosis de compost, con aumentos cuantitativos muy importantes, respecto a tratamiento con turba. Estos hechos son acordes con otros en-

sayos realizados por Grigatti et al. (2007) que realizaron un estudio con plantas aromáticas y ornamentales cultivadas en medios de cultivo con participación creciente de compost de lodo de depuradora, observando que en general en el rango de 25-50 % de sustitución, la producción de biomasa seca no se ve afectada, siendo incluso superior para dosis de 25 % sin menoscabo en su caso del número o calidad de flores.

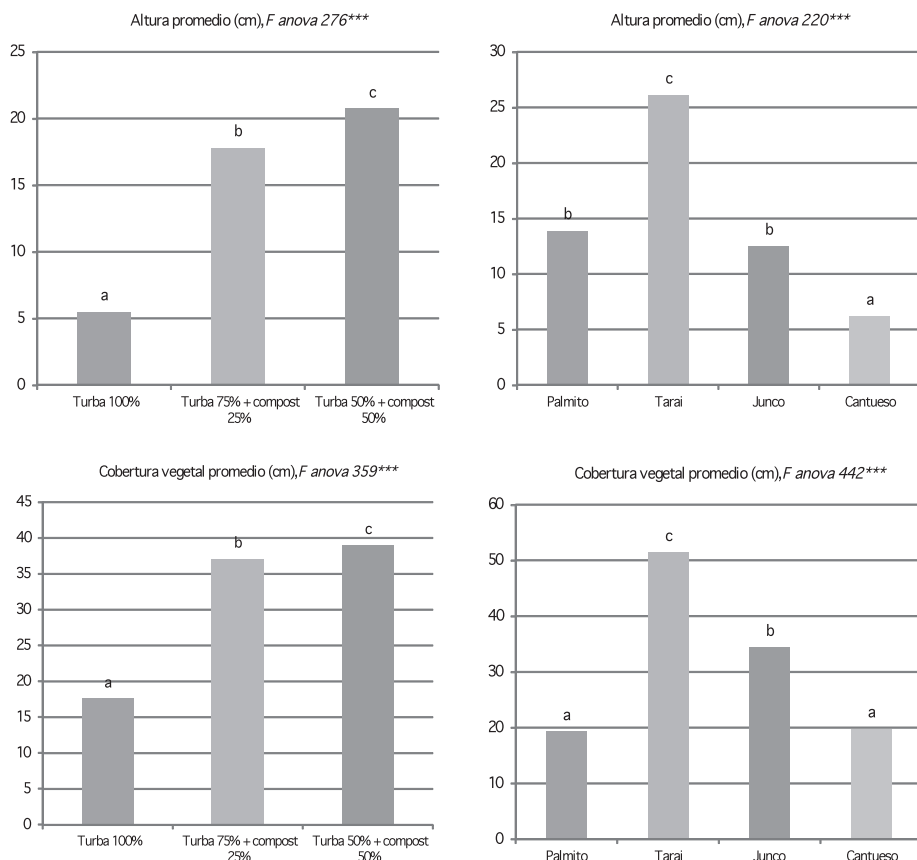


Figura 2. Altura promedio (cm) y cobertura vegetal (cm²) en función de la sustitución turba-compost y de la especie ensayada.

Respecto a la variable tipo de cultivo, podemos ver que los cultivos que presenta mayor germinación son el Junco y el Cantueso. En la mejora del desarrollo general de la planta la especie más beneficiada es el Tarai. Ostos y col. (2008) en un experimento de propagación de *Pistacia lentiscus* L. utilizaron medios de cultivo mixtos a base de compost de residuos municipales o lodos de depuradora, obteniendo mejores resultados de cultivo en este último. Para plantones que incorporan compost se observó en general una mayor producción vegetal *in situ*, no existiendo diferencias significativas entre tasa de compost en el medio. Sin embargo se observa que los plantones solo desarrollados en turba tienen entre un 8 y un 15 % menos de pervivencia que los desarrollados en compost. La pervivencia entendida como supervivencia de los plantones en la zona revegetada al cabo de 6 meses ha sido elevada (>75 % en todos los casos) gracias a las condiciones de desarrollo del semillero, con bajas tasas de desarrollo, no existiendo diferentes significativas entre las dos dosis de compost.

4. CONCLUSIONES

En las condiciones del experimento de desarrollo de germinación y desarrollo de plántones en condiciones poco intensivas, el uso del compost agroalimentario ensayado como sustituto parcial de turba y hasta un 50 % no ha generado ningún efecto negativo en germinación pero sí efectos positivos respecto a vegetatividad y pervivencia.

5. BIBLIOGRAFÍA

- 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 como sustitutivo total o parcial de turba: propiedades de las mezclas y efecto en la producción en semillero, IX Jornadas de Sustratos de la SECH, Pamplona, Septiembre, 2008.
- 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.
- Grigatti, M., Giorgioni, M.E., Clavatta, C., 2007. Compost-based growing media: Influence on growth and nutrient use of bedding plants. *Bioresource Technol.* 98, 3526-3534.
- Ostos, J.C., Lopez-Garrido, R., Murillo, J.M., Lopez, R., 2008. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Bioresource Technol.* 99, 1793-1800.

RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DE UN SUELO SEMIÁRIDO MEDIANTE EL USO DE COMPOST DE DIGERIDO: EFECTOS SOBRE EL SUELO Y SOBRE EL CULTIVO DE ROMERO

María Ángeles Bustamante^{1*}, Isabel Nogués², Anna Barra-Caracciolo³, Paola Grenni³, Raúl Moral¹, María Pilar Bernal⁴

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH).
Ctra. Beniel Km 3.2, 03312, Orihuela (Alicante), España.

²Institute of Agro-Environmental and Forest Biology, National Research Council (CNR)
Via Salaria km 29,300 Monterotondo (Roma), Italia.

³Water Research Institute, (CNR) Via Salaria km 29,300 Monterotondo (Roma), Italia.

⁴Dpto. 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.

*E-mail: marian.bustamante@umh.es

Resumen: En este estudio se evalúa la eficiencia del uso de composts derivados de materiales digeridos por biometanización como enmienda orgánica en la recuperación de la fertilidad de un suelo semiárido, así como sus efectos sobre un cultivo de romero (*Rosmarinus officinalis*). El experimento estuvo basado en la incorporación a un suelo semiárido de la región de Lacio (Italia) de dos compost elaborados con la fracción sólida de digeridos anaerobios de origen ganadero (C1, de origen vacuno y C2, de origen porcino) en dos dosis (30 t ha⁻¹ y 60 t ha⁻¹). Estos tratamientos fueron comparados con un tratamiento control (suelo sin enmienda) y un tratamiento de fertilización inorgánica. En los diferentes suelos enmendados se plantaron plántulas de romero. Los efectos de los diferentes tratamientos sobre el suelo y la planta fueron evaluados, obteniendo un claro efecto positivo de las enmiendas orgánicas, tanto en las propiedades del suelo como en las plantas de romero.

Palabras clave: compostaje, residuos ganaderos, enmiendas orgánicas, calidad del suelo, *Rosmarinus officinalis*.

1. INTRODUCCIÓN

En los países Mediterráneos, las características del clima, así como un manejo inadecuado del suelo han derivado en una importante reducción en su contenido en materia orgánica, lo que conlleva la pérdida de su fertilidad y su degradación. La adición al suelo de materiales orgánicos constituye una alternativa viable para incrementar los contenidos de materia orgánica, así como para mejorar las propiedades del suelo, favoreciendo así su conservación, especialmente en suelos degradados y/o susceptibles a la erosión (Bustamante y col., 2010). Adicionalmente, las estrategias de reforestación de espacios degradados, especialmente con especies autóctonas, también constituyen un método útil para el control de la erosión. Por otra parte, la intensificación de la producción ganadera lleva asociado un potencial impacto medioambiental derivado de la inadecuada gestión de los residuos orgánicos generados. En este sentido, la digestión anaerobia constituye un eficiente método biológico, que no sólo permite la valorización energética de los residuos orgánicos con la obtención del biogás, sino también la gestión de estos materiales, obteniendo adicionalmente el digerido, un subproducto con un potencial valor fertilizante (Bernal y col., 2009; Bustamante y col., 2012). Sin embargo, los digeridos también suelen mostrar ciertas características (fitotoxicidad, presencia de patógenos, etc.) que pueden limitar su uso directo en agricultura (Bustamante y col., 2012) y que exigen que sea sometido a un adecuado tratamiento que mejore sus propiedades y asegure su higienización, previamente a su uso agrícola.

El compostaje de estos materiales, principalmente de su fracción sólida obtenida tras una separación sólido-líquido, puede constituir un método adecuado para gestionar y valorizar estos materiales (Bustamante y col., 2012). El principal objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto del uso como enmienda orgánica de compost derivados de materiales digeridos de origen ganadero (porcino y vacuno) en la recuperación de la fertilidad de un suelo semiárido, así como sus efectos sobre un cultivo de romero (*Rosmarinus officinalis*).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Características del suelo y de los compost utilizados

El suelo utilizado procedía de la capa superficial (0-20 cm) de una zona agrícola abandonada durante 10 años y localizada en Montelibretti (Roma, Italia), la cual había sido sometida a prácticas de agricultura intensiva durante más de 20 años. El suelo tenía una textura franca, con un pH ligeramente alcalino ($\text{pH} = 7,6$), bajos contenidos en sales (conductividad eléctrica = $0,10 \text{ dS/m}$), alto contenido en carbonatos (33,4 %), bajos en nitrógeno total (0,19 %) y muy bajos contenidos en carbono orgánico total (0,75 %). Los dos compost utilizados fueron obtenidos a partir de la fracción sólida de digeridos anaerobios de origen ganadero (C1 porcino y C2 vacuno), utilizando en ambas mezclas restos de poda de vid como agente estructurante. La composición de las mezclas fue la siguiente (respecto a peso seco): compost C1, fracción sólida de purín vacuno (75 %) + resto de poda de vid (25 %); compost C2, fracción sólida de purín porcino (75 %) + resto de poda de vid (25 %). La descripción detallada del proceso de compostaje se muestra en trabajos previos (Bustamante y col., 2012). Ambos compost mostraron un adecuado grado de madurez, de acuerdo a diferentes criterios (Bernal y col., 2009), tales como la relación C/N, con valores <20 (11,9 and 11,4, para C1 y C2, respectivamente); la capacidad de cambio catiónico (CCC) $>60 \text{ cmol kg}^{-1}$ materia orgánica, (C1 = 124 y C2 = 171 cmol kg^{-1}); y ausencia de fitotoxicidad, según el índice de germinación (IG) $>50 \%$ (99,6 % y 79,8 %, en C1 y C2, respectivamente).

2.2. Diseño experimental

Para llevar a cabo el experimento, se rellenaron macetas de polietileno con 1 kg de suelo (previamente secado al aire, homogeneizado y tamizado a 2 mm), a los cuales se les incorporó de forma homogénea cada uno de los tratamientos. Los compost C1 y C2 se añadieron en dos dosis, respectivamente, dosis baja ($B = 30 \text{ t ha}^{-1}$) y dosis alta ($A = 60 \text{ t ha}^{-1}$). Estos tratamientos fueron comparados con un tratamiento de fertilización inorgánica (IN) (NPK, proporción 100:60:73, dosis de referencia para el cultivo utilizado) y un tratamiento control (suelo sin enmendar). Se establecieron 6 réplicas por cada uno de los tratamientos, distribuyéndolas al azar en un invernadero con control de la temperatura. Una vez transcurridos 7 días, se procedió a trasplantar una plántula de romero (*Rosmarinus officinalis*) por maceta de cada uno de los tratamientos previamente establecidos. Todos los tratamientos se mantuvieron en condiciones controladas de humedad y temperatura durante 180 días, momento en el que se realizó la recogida de las plantas. Se realizaron tres muestreos de suelo, a los 0, 120 y 180 días.

2.3. Métodos analíticos

Los compost utilizados y las muestras de suelo fueron analizadas utilizando los métodos descritos por Bustamante y col. (2010). Las plantas de romero fueron cuidadosamente recogidas, eliminando las partículas de suelo adheridas, para posteriormente pesarlas para determinar el peso fresco. A continuación y tras su lavado con agua destilada, fueron secadas a 60°C en una estufa de aire forzado, para determinar el peso seco. Posteriormente, cada una de las partes de la planta (hoja, tallo y raíz) fueron molidas a 0,5 mm para el análisis de P total (dige-

ción en medio ácido y posterior medida del extracto en ICP-OES, Thermo Elemental Co. Iris Intrepid II XDL) y nitrógeno total (analizador elemental CNSHO EuroVector 3000). Todos los análisis fueron realizados en triplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La incorporación de las diferentes enmiendas orgánicas (C1-A, C1-B, C2-A y C2-B) supuso un claro incremento de los contenidos de C orgánico total (C_T) con respecto a los contenidos observados en el suelo control y en el tratamiento de fertilización inorgánica (Figura 1a), hecho también observado por Bastida y col. (2008) en un experimento de incorporación de diferentes materiales orgánicos a un suelo semiárido. Este hecho fue especialmente destacable al inicio del experimento, observándose claramente el efecto de las diferentes dosis utilizadas. Sin embargo, a los 180 días, los contenidos de C_T fueron similares en todos los tratamientos, siendo sólo ligeramente superiores en los tratamientos con compost en la dosis alta (C1-A y C2-A). Con respecto a los contenidos de N total, al inicio todos los tratamientos mostraron concentraciones superiores a las del suelo control (Figura 1b), mostrando los contenidos más altos el suelo enmendado con el compost C2, en la dosis más alta, probablemente debido al mayor contenido de N que mostraba este compost de origen porcino (3,03 % en C1 y 2,90 % en C1). La concentración de N disminuyó a lo largo del experimento, observándose a los 180 días concentraciones similares a las del suelo control en todos los tratamientos, excepto para el suelo con el tratamiento inorgánico, que mostró los contenidos más altos.

La concentración de carbono hidrosoluble aumentó en todos los suelos en los que se incorporaron enmiendas orgánicas, con respecto al tratamiento de fertilización inorgánica y al suelo control (Figura 1c). Este hecho también fue observado por Bustamante y col. (2010) en un experimento de adición de materiales orgánicos con diferente grado de estabilidad a dos suelos con diferente textura. Aunque es esperable que durante el proceso de compostaje se reduzca notablemente el contenido de los compuestos orgánicos más lábiles, Said-Pullicino y col. (2007) observaron que el compost, pese a haber sufrido el proceso de estabilización, puede seguir conteniendo una proporción importante de compuestos orgánicos fácilmente degradables en el suelo, lo que se traduce en un aumento de la concentración del C orgánico hidrosoluble en el suelo tras la aplicación de compost. Durante el experimento, los valores de este parámetro se redujeron notablemente, aunque cabe destacar que todos los suelos enmendados con compost mostraron concentraciones superiores de C orgánico hidrosoluble a las del suelo control y del tratamiento inorgánico. La respiración edáfica, parámetro utilizado para estimar la actividad de los microorganismos del suelo, mostró un claro incremento al inicio del experimento en todos los tratamientos, especialmente en el suelo enmendado con C2 en la dosis alta (Figura 1d), coincidiendo con la alta concentración de C orgánico hidrosoluble mostrada en este mismo tratamiento (Bustamante y col., 2010), ya que esta fracción de la materia orgánica constituye una fuente fácilmente disponible de C y energía para la biomasa microbiana. A lo largo del experimento, la actividad microbiana fue descendiendo, mostrando los suelos enmendados con C2 los valores más altos. A los 180 días, los valores de respiración edáfica fueron similares en todos los suelos, mostrando la tendencia del suelo a recuperar su estado inicial de equilibrio (Bustamante y col., 2010).

Respecto al rendimiento de planta (datos no mostrados), se obtuvo un mayor peso fresco de planta en todos los tratamientos respecto al suelo control, mostrando los valores más altos el suelo enmendado con C2 en ambas dosis. Por otra parte, respecto a la concentración de P total y N total en las plantas de romero, existió un claro efecto de los tratamientos en la concentración de N de las plantas, mostrando los valores más altos de P en la hoja en C1-A y C2-A (Figura 2a) y en el N en la hoja con el compost C2 en ambas dosis y C1-A (Figura 2b).

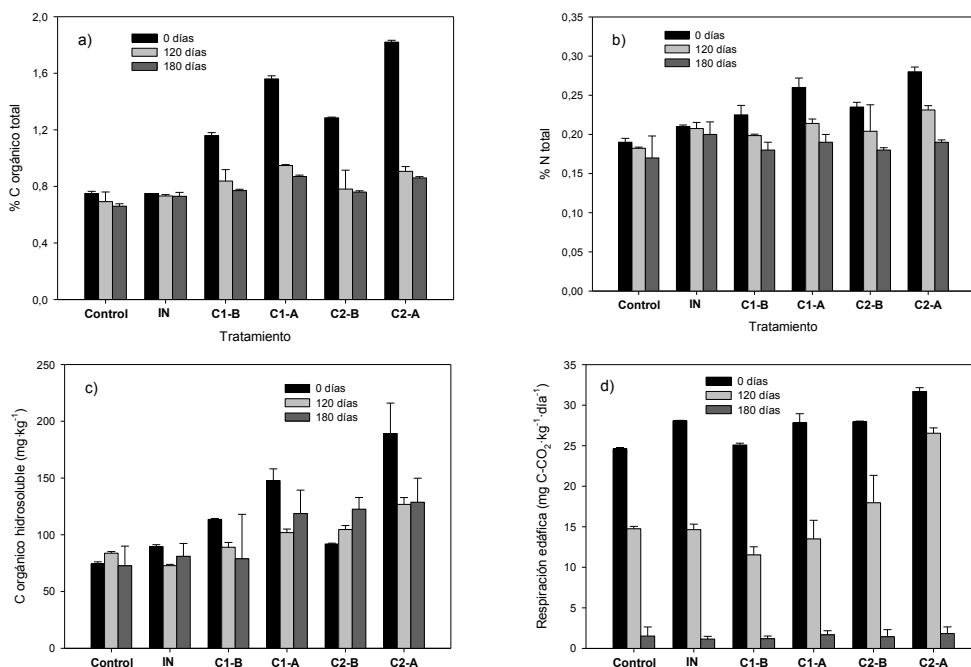


Figura 1. Evolución de la concentración del carbono orgánico total (a), el nitrógeno total (b), el carbono orgánico hidrosoluble (c) y la respiración edáfica (d) a lo largo del experimento. Las barras indican la desviación estándar (n = 6).

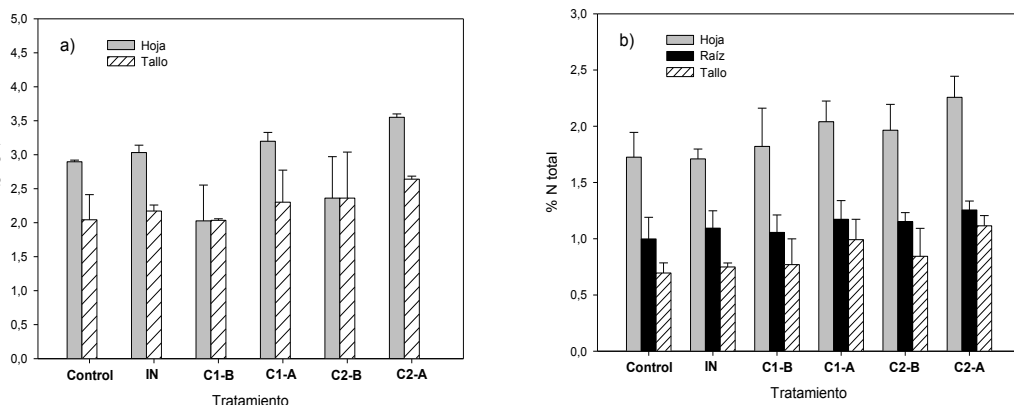


Figura 2. Concentración de P total (a) y N total (b) en las diferentes parte de las plantas de romero. Las barras indican la desviación estándar (n = 6).

4. CONCLUSIONES

La adición a un suelo semiárido de compost de digeridos anaerobios (vacuno y porcino) supuso una mejora de la calidad del suelo con respecto al tratamiento de fertilización inorgánica y al suelo sin enmendar, al incrementar el C orgánico y favorecer la actividad microbiana del suelo. Por otra parte, también supuso un efecto positivo sobre la planta de romero, mejorando por tanto el establecimiento de una vegetación autóctona que evite los procesos de erosión del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., Ros M., García C., Hernández T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.* 40, 318-329.
- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.* 100 (22), 5444-5453.
- Bustamante M.A., Albuquerque J.A., Restrepo A.P., de la Fuente C., Paredes C., Moral R., Bernal M.P., 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenerg.* 43, 26-35.
- 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.
- Said-Pullicino D., Kaiser K., Guggenberger G., Gigliotti G., 2007. Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere* 66, 2166-2176.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido apoyado por la ayuda “Short-term mobility Program for scientists/researchers from Italian and Foreign Institutions (2010-2011) of the National Research Council of Italy (CNR)”, concedido a la Dra. Bustamante, así como por la ayuda “Short Term Scientific Mission of COST Action FP0903”, concedida a la Dra. Nogués.

EFFECTO DE LA RELACIÓN C:N SOLUBLE EN LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE LA GLICERINA INDUSTRIAL

Soraya Zahedi Díaz*, Rosario Solera del Río, José Luís García Morales, Diego Sales Márquez

*Departamento de Tecnología del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), España. *E-mail: soraya.zahedi@uca.es*

Resumen: En el proceso de obtención del biodiesel se genera una gran cantidad de subproducto carbonado (glicerina), que puede ser utilizado como co-sustrato para mejorar el proceso de digestión anaerobia (DA) de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), ya que aumenta la relación carbono/nitrógeno (C/N) de estos últimos (inferior a 25). Aunque la relación óptima C/N total para el proceso de DA se ha establecido en valores de entre 25 y 35, ninguna investigación ha estudiado el efecto de la relación C/N soluble en el proceso de DA. Para evaluar el efecto de la relación C/N soluble en la codigestión anaerobia termofílica de FORSU y glicerina, se empleó una batería de 12 reactores en discontinuo de volumen útil de 1,7 litros. Los valores de los ratios C/N solubles ensayados al inicio del proceso fueron de 8,5, 10,3 y 12,1. Los resultados del estudio mostraron que la mayor producción de metano y eliminación de materia orgánica se obtenía para un ratio C/N soluble de 8,5. Para ratios superiores se observaba una inhibición del sistema por sobrecarga.

Palabras clave: Digestión anaerobia termofílica, metano, sistemas batch, residuos sólidos urbanos.

1. INTRODUCCIÓN

El proceso habitual de obtención de biodiesel está basado en la transesterificación de aceites vegetales o grasas animales con metanol. En este proceso se genera una gran cantidad de glicerina como subproducto, del orden de 10 Kg por cada 100 Kg de ésteres metílicos, lo que supone el 10 % del biodiésel producido. La glicerina representa un subproducto muy valioso en el proceso de digestión anaerobia (DA) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), ya que eleva el contenido de materia orgánica en el proceso de biometanización. El valor medio de la relación carbono/nitrógeno en la FORSU industrial se aleja de la óptima para la DA (25:1) (Forster-Carneiro y col., 2008).

Las referencias de los procesos de codigestión de residuos sólidos y glicerina son diversas y contradictorias (Fountoulakis y Manios, 2008; Castrillón y col., 2011; Amón y col., 2006; Rétfalvi y col., 2011). Además, no se ha investigado como afecta la relación C/N soluble al proceso de DA. El objetivo de esta investigación ha sido evaluar el efecto de diferentes relaciones C/N soluble en la codigestión anaerobia termofílica de FORSU y glicerina.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipos utilizados

Los ensayos se llevaron a cabo en una batería de 12 reactores de tanque agitado sin retención de biomasa, cada uno con un volumen útil de 1,7 litros de capacidad. Los ensayos se llevaron a cabo en régimen discontinuo y en temperatura termofílica (55 °C). El pH fue corregido con NaOH (10 M) cuando en el interior de los sistemas era inferior a 7,0.

2.2. Técnicas analíticas

El carbono orgánico soluble (C) y el nitrógeno soluble (N) han sido analizados mediante un analizador de carbono orgánico total (TOC-L de Shimadzu Corp. H544251). El volumen de biogás generado se cuantificó mediante un caudalímetro de gases. La composición del biogás fue determinada por cromatografía (Zahedi y col., 2013). El pH fue medido usando un pHmetro Crisol 20 Basic. En los ensayos se emplearon bolsas de muestreo y almacenamiento de gases (SKC serie 232) fabricadas con Tedlar, de 5 litros de capacidad.

2.3. Alimentación e inóculo

Como fuente de alimentación se emplearon FORSU obtenidos de la Planta de Recuperación y Compostaje “Las Calandrias” del municipio de Jerez de la Frontera y glicerina industrial procedente de la empresa Abengoa Bioenergía, S.A. (San Roque, Cádiz).

Como fuente de inóculo se utilizó efluente anaerobio termofílico (55 °C) procedente de un reactor monoetapa de FORSU que opera a un tiempo hidráulico de retención de 10 días. El porcentaje de inoculación en cada uno de los reactores fue del 40 % del volumen útil.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se analiza el efecto de diferentes relaciones C/N solubles en el proceso de biometanización.

3.1. Relaciones C/N

Las relaciones C/N de cada condición vienen determinadas por los porcentajes de glicerina ensayados (Tabla 1). Los porcentajes de glicerina ensayados fueron similares a los estudiados en investigaciones previas de codigestión FORSU y glicerina (Fountoulakis y Manios, 2008). Los diferentes cocientes C/N solubles iniciales aplicados a cada condición y el % de glicerina que supone cada una de ellas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Relaciones C/N iniciales.

Parámetro	Condición 1	Condición 2	Condición 3
Relación C/N	8,5±0,4	10,3±0,5	12,1±0,4
Porcentaje de glicerina	0,0	0,5	1,0

3.2. Evolución de la relación C/N soluble

La evolución de los cocientes C/N soluble para cada una de las condiciones ensayadas se muestra en la Figura 1.

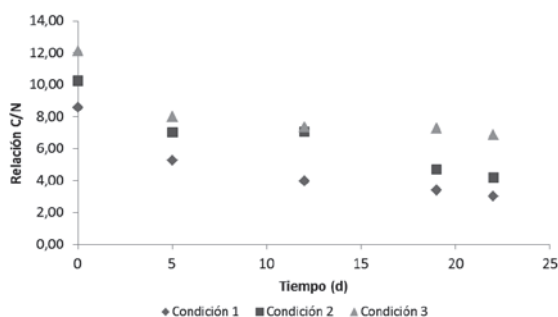


Figura 1. Evolución de los cocientes C/N soluble para las diferentes condiciones ensayadas.

En todas las condiciones se observa una disminución del ratio C/N debida al consumo microbiano del carbono orgánico soluble; este consumo se ve reflejado en la producción y la productividad de metano (Figuras 2 y 3). Los resultados muestran claramente como ratios C/N superiores a 10,3 (Condición 2 y 3) no son adecuados para el proceso de codigestión anaerobia de FORSU y glicerina, ya que provocan una sobrecarga en los sistemas. La inhibición del proceso anaerobio por sobrecarga orgánica de glicerina también ha sido observada en las investigaciones de Rétfalvi y col. (2011).

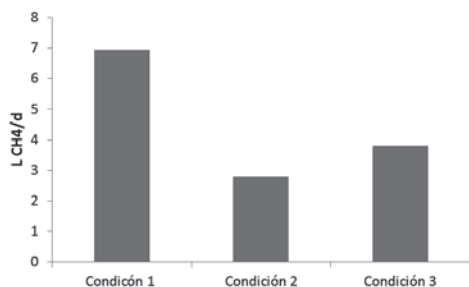


Figura 2. Producción de metano.

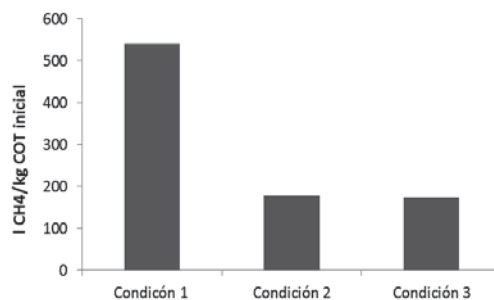


Figura 3. Productividad de metano.

3.3. Productividad y producción de metano

Las Figuras 2 y 3 muestran la producción y la productividad de metano para cada una de las condiciones ensayadas. La mayor producción y productividad de metano se obtiene en los sistemas con un ratio C/N de 8,5. La condición 1, con una mayor producción productividad de metano presenta a su vez un mayor consumo de la materia orgánica (41 %). Estos resultados muestran nuevamente, como los ratios C/N superiores a 10,3 (Condición 2 y 3) no son adecuados para el proceso de codigestión anaerobia de FORSU y glicerina, ya que provocan una sobrecarga en los sistemas, que impide o dificulta el creciente microbiano y por tanto disminuye la producción de metano. Estos resultados contradicen a las investigaciones de Fountoulakis y Manios (2008), que establecieron que la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos con una adición de glicerina del 1 % provocaba un incremento en la producción de metano de un 50 %.

4. CONCLUSIONES

Los resultados indican claramente que la mejor condición relación C/N ensayada es de 8,5, ya que ratios C/N iguales o superiores a 10,3 (Condición 2 y 3), producen una sobrecarga en el proceso de codigestión anaerobia de FORSU y glicerina. Sin embargo sería conveniente la realización de futuros estudios que contemplaran ratios C/N solubles inferiores a 10,3 con objeto de precisar el óptimo del proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Bodiroza V., Pötsch E., Zollitsch W., 2006. Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: effects of dairy systems of glycerine supplementation. *International Congress Series* 1293, 217-220.
- Castrillón L., Fernández-Navas Y., Ormaechea P., Marañón E., 2011. Optimization of biogás production from cattle manure by pre-treatment with ultrasonication and co-digestion with crude glycerol. *Bioresource Technol.* 102, 7845-7849.
- Forster-Carneiro T., Pérez M., Romero, L.I., 2008. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technol.* 99, 6763-6770.
- Fountoulakis M.S., Manios T., 2009. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agroindustrial by-products co-digested with crude glycerol. *Bioresource Technol.* 100, 3043-3047.
- Rétfalvi T., Tuckacs-Hájos A., Albert L., Marosvölgyi B., 2011. Laboratory scale examination of the effects of overloading on the anaerobic digestion by glycerol. *Bioresource Technol.* 102, 5270-5274.
- Zahedi S., Sales D., Romero, L.I., Solera R., 2013. Hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic thermophilic acidogenesis: influence of organic loading rate and microbial content of the solid waste. *Bioresource Technol.* 129, 85-91.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (MICINN) (CTM2012- 35654).

INHIBICIÓN DE LA CODIGESTIÓN CON GLICERINA INDUSTRIAL POR DESAJUSTES EN LA RELACIÓN ACIDEZ/ALCALINIDAD

Soraya Zahedi Díaz*, Rosario Solera del Río,
José Luís García Morales, Diego Sales Márquez

Departamento de Tecnología del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz), España.

**E-mail: soraya.zahedi@uca.es*

Resumen: La productividad de los digestores anaerobios de residuos se puede potenciar y mejorar mediante la adición de co-sustratos fácilmente biodegradables como la glicerina, sin embargo en algunas investigaciones se ha observado inhibición del proceso de la digestión anaerobia (DA). Uno de los indicadores más importantes para evaluar el funcionamiento de los digestores anaerobios es el ratio acidez/alcalinidad. El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de diferentes adiciones de glicerina (0, 0,5 % y 1 %) en la evolución del ratio acidez/alcalinidad de la DA de residuos sólidos urbanos. Los ensayos se llevaron a cabo en una batería de 12 reactores en discontinuo de volumen útil de 1,7 litros, en rango termofílico de temperatura (55 °C). Los resultados muestran como el incremento de alcalinidad en los sistemas con glicerina no es suficiente para compensar el aumento de acidez en el sistema, produciéndose por tanto una inhibición del proceso.

Palabras clave: Digestión anaerobia termofílica, metano, sistemas batch, residuos sólidos urbanos.

1. INTRODUCCIÓN

Según el Decreto 397/2010, de 2 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Residuos No Peligrosos de Andalucía 2010-2019, la cifra de generación de residuos urbanos en Andalucía ha aumentado de manera sostenida, alcanzándose las 4.972.248 t/año en 2008, lo que corresponde a un ratio aproximado de 1,66 Kg por habitante y día. Actualmente una de las formas de valorización de estos residuos es la biometanización o digestión anaerobia (DA). En este proceso se obtiene metano como fuente energética y un residuo digerido y estabilizado susceptible de utilizarse como fertilizante.

La productividad de los digestores anaerobios se puede potenciar y mejorar mediante la adición de co-sustratos fácilmente biodegradables como la glicerina (Fountoulakis y Manios, 2008). Sin embargo el aumento de carga orgánica en el sistema puede provocar una inhibición por aumento de la relación acidez/alcalinidad. Se considera un sistema estable cuando la relación presenta valores menores de 0.4 (Rincon y col., 2008; Zahedi y col., 2013a).

El objetivo de esta investigación ha sido evaluar el efecto de diferentes adiciones de glicerina (0 %; 0,5 % y 1 %) en la evolución del ratio acidez/alcalinidad y la productividad de metano de la codigestión de la glicerina y de los residuos sólidos urbanos (RSU), con objeto de determinar si bajo dichas condiciones se alcanza la condición de estabilidad.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipos utilizados

Los ensayos se llevaron a cabo en una batería de 12 reactores de tanque agitado sin retención de biomasa, cada uno con un volumen útil de 1,7 litros de capacidad. Los ensayos se llevaron a cabo en régimen discontinuo y en temperatura termofílica (55 °C).

2.2. Técnicas analíticas

La demanda química de oxígeno total (DQOT), la humedad, los sólidos y la alcalinidad de las muestras fueron determinados de acuerdo a lo establecido en el Estándar Método (APHA, 1998). Los ácidos grasos (AGV) y la composición del biogás fueron determinados por cromatografía (Riau y col. 2010; Zahedi y col., 2013b).

El pH fue medido usando un pH-metro Crisol 20 Basic. En los ensayos se emplearon bolsas de muestreo y almacenamiento de gases (SKC serie 232) fabricadas con Tedlar, de 5 litros de capacidad. El volumen de biogás generado se cuantificó mediante un caudalímetro de gases.

2.3. Alimentación

Como fuente de alimentación se emplearon RSU obtenidos de la Planta de Recuperación y Compostaje “las Calandrias” del municipio de Jerez de la Frontera y glicerina industrial procedente de la empresa Abengoa Bioenergía, S.A. (San Roque, Cádiz). En la Tabla 1 y 2 se muestran los valores medios de las caracterizaciones de la RSU y la glicerina empleadas en el ensayo.

Tabla 1. Caracterización de los RSU.

Parámetro	Unidades	Valor medio
Sólidos Volátiles Totales (SVT)	g/kg	275±15
Humedad	%	42±4
DQO _T	g O ₂ /kg	191±29
AGV	g acético/l	8±1
pH	-	5.73±0.3 ^a
Microorganismos ^b	10 ⁷ células/ml	85±10 ^a

^aCaracterización correspondiente a la alimentación (20 % en sólidos)

^bDeterminados por Hibridación Molecular *in situ* (FISH)

Tabla 2. Caracterización de la glicerina industrial.

Parámetro	Unidades*	Valor medio
H ₂ O	%	13±1
DQO _T	g O ₂ /kg	273±32
AGV	g acético/l	0.034±0.008
pH	-	5.3±0.1

2.4. Fuente de inóculo

El porcentaje de inoculación en cada uno de los reactores fue del 40 %. Como fuente de inóculo se utilizó efluente anaerobios termofílicos (55 °C) procedentes de un reactor monoetapa de RSU que opera a un tiempo hidráulico de retención de 10 días.

2.5. Condiciones ensayadas en la codigestión glicerina/RSU

Las siguientes condiciones fueron ensayadas por triplicado.

- Condición 1: sin glicerina.
- Condición 2: adición de 8,5 ml de glicerina industrial para conseguir una concentración el interior del reactor del 0,5 %.
- Condición 3: adición de 17 ml de glicerina industrial para conseguir una concentración de glicerina en el interior de los reactores del 1 %.

Además de estos 9 reactores, se emplearon 3 reactores de referencia con 1,7 l de inóculo (blancos).

El pH fue corregido con NaOH (10 M) cuando el pH en el interior de los sistemas era inferior a 7,0. Los ensayos se mantuvieron hasta que la producción de metano cesaba o era suficientemente baja como para no producir variación significativa en la curva de producción acumulada de metano.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se analiza el efecto de las diferentes concentraciones de glicerina ensayadas (0 %, 0,5 % y 1 %) en la relación acidez/alcalinidad y en la productividad de metano.

3.1. Carga orgánica

Las cargas orgánicas aplicadas a cada condición se muestran en la Tabla 3. El aumento de glicerina supone un incremento de materia orgánica disponible para los microorganismos implicados en el proceso de digestión anaerobia.

Tabla 3. Condiciones del ensayo y caracterización del efluente.

Parámetro	Unidades	Condición 1	Condición 2	Condición 3
DQO _T	g O ₂ /kg	54±4	62±1	77±3
Productividad	l CH ₄ /kg O ₂ /d	75±4	26±4	24±10
Ratio acidez/alcalinidad	g acético/g CaCO ₃	0.3±0.3	0.5±0.1	1.0±0.1

3.2. Relación acidez/alcalinidad

La evolución de los ratios acidez/alcalinidad para cada una de las condiciones ensayadas se muestra en la Figura 1. Estudios previos, como los de Zahedi y col. (2013a) y Rincon y col. (2008) demostraron que relaciones de acidez/alcalinidad menores o iguales a 0,4 permiten operar a los digestores anaerobios en condiciones estables. Los resultados muestran como sólo la Condición 1, mantiene las condiciones de estabilidad a partir del día 12 del ensayo. Es de destacar que la desestabilización del sistema aumenta a medida que la aumenta la OLR.

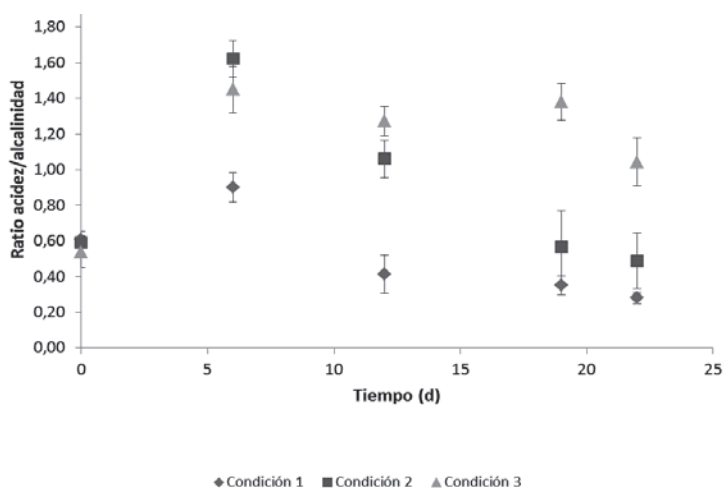


Figura 1. Evolución de los ratios acidez/alcalinidad para las diferentes condiciones ensayadas.

3.3. Productividad

La Tabla 3 muestra los valores de productividad media y los ratios acidez/alcalinidad finales para cada una de las condiciones ensayadas. Los mayores valores de productividad se observan en la Condición 1 (única condición estable). Se observa claramente como un aumento en el ratio acidez/alcalinidad está ligado con una menor productividad del sistema.

4. CONCLUSIONES

Las concentraciones de glicerina ensayadas provocan incrementos del ratio acidez/alcalinidad por encima del valor umbral (0,4) y por tanto una inhibición de los sistemas que se refleja en una disminución de la productividad de metano.

Futuros estudios de adición de glicerina (<0,5 %) en la DA de los RSU son necesarios para optimizar el proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

- APHA–AWWA–WPCF 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington, DC. 3019–3027.
- Fountoulakis M.S., Manios T., 2009. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agroindustrial by-products co-digested with crude glycerol. *Bioresource Technol.* 100, 3043–3047.
- Riau V., De la Rubia M.A., Perez M., 2010. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) of sewage sludge. A discontinuous study. *Bioresource Technol.* 101, 65–70.
- Rincon B., Borja R., Gonzalez J.M., Portillo M.C., Saiz-Jimenez C., 2008. Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of one-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue. *Biochem. Eng. J.* 40, 253–261.
- Zahedi S., Sales D., Romero, L.I., Solera R., 2013a. Optimisation of single-phase dry thermophilic anaerobic digestion under high organic loading rates of industrial municipal solid waste: population dynamics. *Bioresource Technol.* 146, 109–117.
- Zahedi S., Sales D., Romero, L.I., Solera R., 2013b. Hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic thermophilic acidogenesis: influence of organic loading rate and microbial content of the solid waste. *Bioresource Technol.* 129, 85–91.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (MICINN) (CTM2012- 35654).

VIABILIDAD DE COMPOST DE ALPERUJO EN FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS MINEROS CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAZA: MEJORA DE LA SALUD DEL SUELO

Tania Pardo, M^a Pilar Bernal*, Rafael Clemente

Departamento Conservación de Suelo y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC 30100 Murcia.
*E-mail: pbernal@cebas.csic.es

Resumen: La eficacia del uso de compost de alperujo como enmienda en técnicas de fitorremediación de suelos mineros contaminados por elementos traza (ETs) fue evaluada en un ensayo en columnas de lixiviación. Para ello se estudió su efecto en la mejora de la funcionalidad de un suelo altamente contaminado y la disminución de sus riesgos asociados, comparando con los producidos con la aplicación de purín de cerdo y cal hidratada. Durante 4 meses se monitorizó la evolución temporal del efecto de los tratamientos sobre la distribución de las principales propiedades fisicoquímicas del suelo (incluida la solubilidad de los ETs) mediante muestreos periódicos *in situ* de la disolución del suelo a diferentes profundidades. Asimismo, se estudió su influencia en el desarrollo y capacidad de absorción de ETs de *Lolium perenne*, y en las propiedades biológicas y ecotoxicológicas del suelo. La aplicación de los tres tratamientos disminuyó significativamente la movilidad de los ETs gracias al incremento de pH y cambios en las condiciones redox del suelo, lo que permitió reducir su toxicidad directa e indirecta a plantas, invertebrados y microorganismos. Las enmiendas orgánicas produjeron cierta lixiviación de N y K, pero gracias al aporte de nutrientes (especialmente con el compost), estimularon el crecimiento vegetal y la actividad microbiana del suelo. Por tanto, el compost fue la enmienda más eficaz al mejorar la salud del suelo, mostrando su viabilidad para la remediación de este tipo de suelos mineros.

Palabras clave: metales pesados; arsénico; riesgo de lixiviación; ecotoxicidad.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad minera generalmente implica la contaminación de extensas áreas con elementos potencialmente tóxicos, como los elementos traza (ETs), cuya disponibilidad y dispersión puede impedir el correcto desarrollo de las funciones ecológicas del suelo y afectar además a ecosistemas y poblaciones adyacentes. Ante esta problemática, la fitorremediación aparece como una estrategia eficaz, ambientalmente sostenible y económicamente viable para la remediación de este tipo de suelos (Pardo y col., 2014a). Sin embargo, debido a las propiedades típicamente desfavorables de estos suelos para el crecimiento vegetal (alta concentración de ETs, pH ácido, bajo contenido en materia orgánica (MO), etc.), la utilización de enmiendas en este tipo de técnicas es en ocasiones imprescindible (Bernal y col., 2007).

Numerosos estudios han comprobado la eficacia de la aplicación de residuos o subproductos con gran problemática de gestión (estiércoles, purines, residuos agroindustriales, etc.) como enmiendas orgánicas en fitorremediación, suponiendo además, una estrategia sostenible para su revalorización y reciclado (de la Fuente y col., 2011; Pardo y col., 2011). Y en este sentido, la transformación previa de dichos residuos mediante compostaje está siendo cada vez más considerada ya que permite obtener una enmienda orgánica estabilizada de gran calidad.

La aplicación de compost no sólo aporta MO y nutrientes esenciales a largo plazo, si no que modifica las propiedades físicas y químicas del suelo permitiendo reducir *in situ* la toxicidad y dispersión de los ETs y fomentar a su vez los procesos naturales del suelo (Pardo y col., 2014a). Sin embargo, la influencia de las enmiendas en el suelo depende de las propiedades del mismo y, obviamente, de las características propias del material (grado de humificación de la MO, capacidad de intercambio iónico, pH, conductividad eléctrica, etc.; Bernal y col., 2007). Por ello, para la selección de la enmienda (o combinación de enmiendas) más apropiada para su aplicación a gran escala, es crucial evaluar detalladamente su

eficacia a la hora de mejorar no solo la funcionalidad del suelo, sino también de reducir los riesgos asociados a la contaminación, aspectos que determinan su calidad o salud.

En este marco se planteó la presente investigación, cuyo objetivo principal fue evaluar la eficacia del uso de compost de alperujo como enmienda en técnicas de fitorremediación de un suelo minero altamente contaminado por elementos traza (ETs). Para ello, se estudió la influencia de los tratamientos en la mejora de la salud del suelo en un ensayo en columnas de lixiviación, monitorizando la evolución de las propiedades fisicoquímicas del suelo y su distribución en profundidad, e integrando éstas con el crecimiento vegetal de *Lolium perenne*, la acumulación foliar de ETs y las propiedades bioquímicas y ecotoxicológicas del suelo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se desarrolló un ensayo de lixiviación utilizando un suelo minero altamente contaminado procedente de la sierra minera de La Unión-Cartagena (Murcia), caracterizado por tener un pH considerablemente ácido (pH 3,5), elevada salinidad (4,2 dS cm⁻¹) y concentraciones muy altas de ETs (As:712; Pb:14532; Zn: 3873 mg kg⁻¹). Como enmiendas se seleccionó: compost de alperujo (CM) con un elevado grado de humificación ($C_{AH}/C_{AF}>1.6$; dosis: 90 t ha⁻¹); purín de cerdo (P; dosis: 90 m³ ha⁻¹) y cal hidratada (CAL; 15 t ha⁻¹); y se utilizaron dos tipos de controles empleando suelo sin enmendar, uno se dejó sin plantar (CT-SP) y en el otro (CT) se sembró la planta seleccionada. Los materiales orgánicos se aplicaron en combinación con 15t ha⁻¹ de cal hidratada para aumentar el pH hasta aproximadamente 5 y favorecer el crecimiento vegetal. Las dosis de CM y P se seleccionaron para aportar al suelo una cantidad similar de N asimilable (N inorgánico y fracción mineralizable).

En columnas de PVC (14 cm de diámetro x 40 cm de altura) se emplazó suelo sin enmendar (< 4 mm) hasta una altura de 25 cm, y encima de esta capa, se añadieron 10 cm del suelo enmendado con los correspondientes tratamientos (mezcla realizada *ex situ*, 5 réplicas por tratamiento). A distintas profundidades (5, 12 y 25 cm) se insertaron rizo sondas para la extracción de la disolución del suelo. Los suelos se mantuvieron al 70 % de su capacidad de retención hídrica durante 4 meses en cámara de cultivo bajo condiciones controladas de luz (ciclo 12/12 h luz-oscuridad), temperatura (26/20 °C) y humedad (40/60 %). Tras 4 semanas desde la adición de las enmiendas, se sembró *Lolium perenne* en la superficie (excepto en CT-SP).

Durante los 4 meses de experimentación se realizaron dos muestreos de la disolución del suelo (tras 5 y 10 semanas desde la siembra), dos tomas de material vegetal (mismas fechas), y un análisis final del suelo diferenciando tres capas: de 0 a 10 cm, de 10 a 22 cm y de 22 a 35 cm de profundidad. Tanto en la disolución como en el suelo se determinó el pH, el contenido soluble de C y N, la concentración de NO₃⁻ y NH₄⁺, el P y K disponible, y la concentración de ETs (soluble y extraíble). En las dos cosechas de *L. perenne* se determinó el crecimiento vegetal y la concentración foliar de ETs y nutrientes. Al final del ensayo, adicionalmente se determinó actividades enzimáticas relacionadas con los principales nutrientes: celulasa, β-glucosidasa, ureasa and fosfatasa ácida); y se realizaron tests indirectos de ecotoxicidad (test de *Thamnocephalus platyurus* y test de *Vibrio fischeri*). Asimismo, se evaluó la ecotoxicidad del suelo original (sin tratar) mediante ensayos directos (tests de mortalidad, reproducción y evitabilidad de *Eisenia fetida*) e indirectos (test de *Daphnia magna* y test de *V. fischeri*). Dichos análisis se realizaron siguiendo la metodología descrita en Pardo y col. (2014a, b).

Los datos fueron tratados con el software IBM SPSS Statistics 19.0. Se realizaron ANOVAs, previo análisis de normalidad (test Kolmogorov-Smirnov), usando como criterio el test de Tukey. Adicionalmente se calcularon correlaciones simples entre las distintas variables (test de Pearson), y se aplicó el test-t para muestras relacionadas y análisis por componentes principales a las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo (ACP). El ACP más adecuado fue capaz de explicar el 71 % de la varianza total con dos componentes principales, cumpliendo con los criterios de adecuación de Kaiser-Meyer-Olkin y de esfericidad de Barlett (KMO=0,656; p=0,000).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de ETs disueltos en la disolución del suelo y extraíbles en el suelo fueron muy elevadas en todas las profundidades (especialmente las de Zn, Mn y Pb), pero la adición de las enmiendas disminuyó significativamente su disponibilidad en la capa superficial del suelo, especialmente con respecto al suelo control sin planta (excepto en el caso del As, que aumentó ligeramente; Tabla 1). Esta inmovilización (y la movilización de As) estuvo ligada fundamentalmente al incremento del pH provocado por estos materiales (de pH 3,2 a 5; ver CP1, Figura 1a). Pero también pudo influir la modificación de las condiciones redox asociada al procedimiento *ex situ* de adición de las enmiendas, pues la aireación de la capa superficial de los suelos (CT y suelos tratados) pudo provocar la oxidación de los elementos (de la Fuente y col., 2011), explicando que no se observaran diferencias entre la concentración extraíble de Mn de CT y suelos tratados (Tabla 1). A pesar de la inmovilización de los ETs, se observó cierta lixiviación con el tiempo, especialmente para el Zn.

La adición tanto del compost como del purín aumentó el contenido de N disuelto (N_D) en la disolución del suelo, aunque éste evolucionó de forma diferente en el tiempo y en profundidad, debido a la diferente naturaleza del N en ambos materiales (Pardo y col., 2011; Figura 2). En ambos tratamientos hubo un enriquecimiento de la zona intermedia (entre el 2º y 3er muestreo a 12 cm, CM: $\Delta N_D=116,3$, $t=5,249^*$; P: $\Delta N_D=34,5$, $t=5,421^{**}$), siendo mayoritariamente $N-NH_4^+$ en el tratamiento con purín y quedando retenido en dicha capa, y principalmente $N-NO_3^-$ en el suelo con compost, que al ser más móvil lixivió hasta la capa más profunda del suelo (Figura 2).

Los niveles de las actividades enzimáticas registrados en la capa superficial de los suelos son relativamente bajos (Figura 1b), aunque la adición de las enmiendas orgánicas, especialmente el compost, logró que se alcanzaran valores similares a los observados en suelos semiáridos no contaminados (Plaza y col., 2004). Tanto la disminución de la disponibilidad de ETs como el incremento de nutrientes, fue fundamental para aumentar la actividad de los microorganismos del suelo (celulasa, β -glucosidasa y ureasa correlacionan negativa y positivamente con dichos parámetros, respectivamente; Figura 1b). Asimismo, esta mejora de las propiedades fisicoquímicas del suelo permitió el desarrollo de las plantas (el cual fue nulo en CT; Tabla 1), y el compost mejoró además su estado nutricional respecto a los otros tratamientos (mayores valores de N y K foliar; $p<0,001$, datos no mostrados). No obstante, todas las plantas mostraron síntomas de toxicidad y niveles de ETs anormalmente elevados en sus hojas (>20 , >500 y >20000 mg kg^{-1} de As, Pb y Zn, respectivamente, datos no mostrados).

Tabla 1. Concentración de elementos traza extraíbles (mg kg^{-1}) en el suelo de la capa superficial del suelo (0-10 cm) y producción de biomasa de *L. perenne* (g/columna, peso seco) tras 4 meses de experimentación.

Tratamiento	Al	As	Mn	Pb	Zn	Biomasa
Control-sin plantar	385 $\pm$ 37 ^a	0,19 $\pm$ 0,03 ^b	487 $\pm$ 48 ^a	307 $\pm$ 23 ^a	1611 $\pm$ 132 ^a	-
Control	297 $\pm$ 17 ^b	0,17 $\pm$ 0,01 ^b	268 $\pm$ 46 ^b	305 $\pm$ 43 ^a	991 $\pm$ 159 ^b	-
Cal	10 $\pm$ 5 ^c	0,64 $\pm$ 0,05 ^a	281 $\pm$ 34 ^b	38 $\pm$ 10 ^b	1082 $\pm$ 93 ^b	0,029 $\pm$ 0,019 ^b
Compost	0,1 $\pm$ 0,3 ^c	0,66 $\pm$ 0,02 ^a	320 $\pm$ 8 ^b	13 $\pm$ 2 ^b	1155 $\pm$ 44 ^b	0,260 $\pm$ 0,033 ^a
Purín	11 $\pm$ 6 ^c	0,52 $\pm$ 0,07 ^a	246 $\pm$ 29 ^b	52 $\pm$ 14 ^b	1009 $\pm$ 50 ^b	0,124 $\pm$ 0,040 ^b
ANOVA	***	***	***	***	**	***

Valores seguidos de la misma letra dentro de cada columna no son diferentes significativamente según el test de Tukey ($p<0,05$). **: $p<0,01$; ***: $p<0,001$.

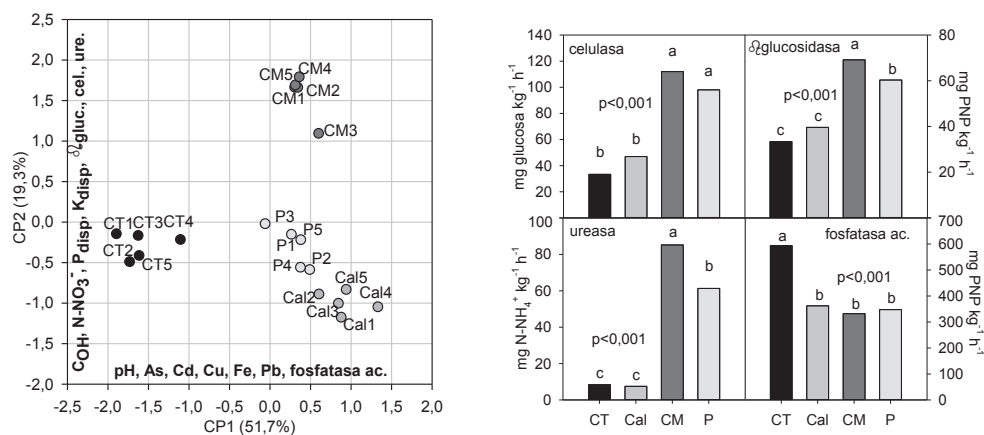


Figura 1. Análisis por componentes principales (ACP) de las propiedades fisicoquímicas y bioquímicas del suelo al final del ensayo(a); concentración de actividades enzimáticas de la capa superficial (b). CT: control; Cal: cal hidratada; CM: Compost; P: Purín. CO₂: C orgánico hidrosoluble; P_{disp}, K_{disp}: P y K disponible.

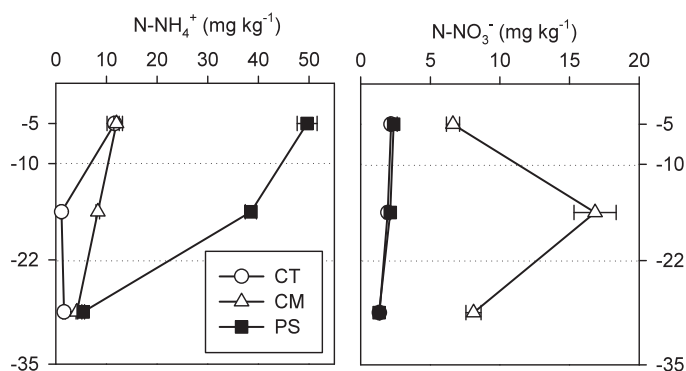


Figura 2. Distribución de la concentración de N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ en el suelo al final del experimento a distintas profundidades. CT: control con planta; CM: compost; PS: purín.

La elevada toxicidad del suelo original quedó reflejada en los resultados de los ensayos de ecotoxicidad directos e indirectos (valores EC₅₀ muy bajos: 42 %, 17 % y 30 % de suelo (v/v) en los tests de mortalidad, reproducción y evitabilidad de *E. fetida*, respectivamente; 1,5 % y 6,4 % de extracto (v/v) para *D. magna* y *V. fischeri*, respectivamente), lo que muestra que el suelo tiene limitadas o dañadas la función hábitat y la función de retención (Pardo y col., 2014a,b). No obstante, la adición de las enmiendas logró reducir levemente la toxicidad del mismo (el compost aumentó el valor de EC₅₀ de 4,9 % a 23,3 % del extracto (v/v); p < 0,05).

4. CONCLUSIONES

La elevada disponibilidad de los elementos traza, la extrema acidez del suelo y su alta salinidad, fueron responsables de su elevada toxicidad y la limitación de sus funciones ecológicas potenciales. La adición de compost, purín y cal permitió reducir dicha toxicidad para plantas, invertebrados y microorganismos, y disminuir así sus riesgos asociados, gracias a la disminución de la solubilidad de los ETs (efecto pH y redox). Además, las enmiendas orgá-

nicas, especialmente el compost, incrementaron el contenido de nutrientes esenciales del suelo (C, N, P y K), estimulando el desarrollo de las plantas y la comunidad microbiana, y reflejando una clara mejora de la funcionalidad del suelo. Por tanto, el compost de alperujo (en combinación con cal) fue la enmienda más eficaz, y prometedora para la fitorremediación de suelos mineros altamente contaminados por ETs, capaz de mejorar la función hábitat del suelo, reactivar los ciclos biogeoquímicos, y reducir la dispersión de los contaminantes. No obstante, la lixiviación de nutrientes y ETs observada indica que es necesario un reajuste de la dosis aplicadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Clemente R., Walker D.J., 2007. The role of organic amendments in the bioremediation of heavy metal-polluted soils. En: Gore, R.W. (Ed.), *Environmental Research at the Leading Edge*. Nova Science Publishers Inc., Nueva York, pp. 1-57.
- de la Fuente C., Clemente R., Martínez-Alcalá I., Tortosa G., Bernal M.P., 2011. Impact of fresh and composted solid olive husk and their water-soluble fractions on soil heavy metal fractionation, microbial biomass and plant uptake. *J. Hazard. Mater.* 186, 1283-1289.
- Pardo T., Clemente R., Bernal M.P., 2011. Effects of compost, pig slurry and lime on trace element solubility and toxicity in two soils differently affected by mining activities. *Chemosphere* 84, 642-650.
- Pardo T., Clemente R., Epelde L., Garbisu C., Bernal M.P., 2014. Evaluation of the phytostabilisation efficiency in a trace elements contaminated soil using soil health indicators. *J. Hazard. Mater.* 268, 68-76.
- Pardo T., Clemente R., Alvarenga P., Bernal M.P., 2014. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: II. Biological and ecotoxicological evaluation. *Chemosphere* 107, 101-108.
- Plaza C., Hernández D., García-Gil J.C., Polo A., 2004. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1577-1585.

Agradecimientos: Trabajo financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Fundación Séneca (CTM2007-66401-C02-01 y 11785/PI/09). Los autores agradecen al MICINN por la beca predoctoral FPI otorgada a T. Pardo.

USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS, PAULOWNIA Y EUCALIPTO EN SUELOS DEGRADADOS

Paula Madejón¹, Francisco Cabrera¹, Joaquín Alaejos², Manuel Fernández²,
Engracia Madejón¹

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC.

Avda. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla, España

² Dpto. Ciencias Agroforestales. Escuela Técnica Superior Ingeniería. Universidad de Huelva, España

Resumen: La adición de compost puede aumentar la fertilidad de suelos degradados. Además la revegetación en estas áreas evita la pérdida del suelo y restituye la calidad ambiental. Así, el uso combinado compost y árboles de crecimiento rápido puede ser una alternativa para aumentar la fertilidad de suelos y pueden suponer un beneficio económico: obtención de biomasa con fines energéticos.

Se eligió un suelo degradado (COT ~ 0,6 %, pH ~ 4,3 y 2,3 mg kg⁻¹ de P disponible) en una parcela de Villablanca (Huelva) gestionada por ENCE. Se establecieron 24 subparcelas y tres tratamientos consistentes en la aplicación de dos enmiendas (compost de alperujo, CA; compost de biosólido, CB) y un control C sin enmienda, siguiendo un diseño de bloques al azar con ocho réplicas. En la mitad de las parcelas se plantaron con *Paulownia* y la otra mitad con *Eucalyptus*. La aplicación de las enmiendas se realizó en noviembre de 2011 y diciembre 2012. En mayo de 2012 y 2013 se muestrearon los suelos (0-20 cm) y las hojas de los árboles. En ambos muestreos, el pH se mantuvo aproximadamente en su valor original en los suelos C, mientras que aumentó significativamente (pH ~ 6) en los suelos enmendados. Los contenidos de carbono orgánico en los suelos disminuyeron notablemente respecto al año 2012 en el suelo sin enmienda, mientras que se mantuvieron e incluso aumentan en los suelos tratados enmendados. El mismo comportamiento se observó para el N-Kjeldahl, así como para el P y el K disponible. En todos los casos las enmiendas ayudaron a mantener la actividad biológica de los suelos. Los valores nutricionales de ambas especies vegetales estudiadas fueron adecuados.

Palabras clave: Árboles de rápido crecimiento, biomasa, fertilidad de suelos.

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos orgánicos y compost pueden aumentar la fertilidad de los suelos degradados. Por otra parte, la revegetación se ha usado tradicionalmente para recuperar la cubierta vegetal de las áreas degradadas, evitando la pérdida del suelo debido a los procesos erosivos y restituyendo la calidad ambiental y paisajística de la zona (Moreno, 2005). De esta manera, el uso combinado de enmiendas y plantas para aumentar la fertilidad de suelos pobres se presenta como una alternativa viable, tanto desde el punto de vista ambiental, como del económico. Además, hay que tener en cuenta que los compuestos orgánicos exudados por las raíces de las plantas activan los procesos químicos y biológicos del suelo, recuperando la actividad microbiana (Vangronsveld y Cunningham, 1998).

La utilización de árboles y plantas de crecimiento rápido, bien adaptados a las condiciones de cada escenario edafo-climático, es una práctica que va en aumento en muchas regiones del mundo (Dickinson, 2000). Teniendo en cuenta que muchas de estas especies tienen capacidad para depurar residuos (orgánicos e inorgánicos), las plantaciones correspondientes pueden servir como sumidero donde depositar ciertos residuos frecuentes en la región. Con ello se resolvería parcialmente la doble problemática que plantea la ubicación de este tipo de residuos, por un lado, y, por otro, la baja concentración de materia orgánica que suelen poseer los suelos degradados y contaminados de zonas semi-áridas (Bastida y col., 2007). Este tipo de plantaciones (reforestaciones) basadas en plantas de crecimiento rápido, cuentan con el interés añadido de constituir una fuente importante de material ligno-celulósico para la obtención de biocarburantes (Lu y col., 2009).

El objetivo de este estudio es el reciclado en el suelo de residuos orgánicos para mejorar el capital ecológico y productivo de suelos marginales y aumento de la materia orgánica, nutrientes, así como la mejora de las propiedades físicas y bioquímicas de suelos degradados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El suelo degradado estudiado (COT~ 0,6 %, pH ~4,3 y 2,3 mg kg⁻¹ de P disponible) pertenece a una parcela experimental de la empresa ENCE (Villablanca, Huelva). El área experimental se dividió en 24 parcelas plantadas con dos especies de crecimiento rápido, la mitad con una especie de *Paulownia* (PA) y la otra mitad con la especie *Eucalyptus glomus* (E). A un tercio de las parcelas (8), se le añadió compost de alperujo (CA, 4 kg por árbol), a otras 8 parcelas compost de biosólido (CB, 2,5 kg por árbol agente estructurante restos de poda), y a las otras 8 no se le añadió enmienda alguna (C). Por lo tanto, se establecieron un total de 6 tratamientos con 4 réplicas por tratamiento. La aplicación de las enmiendas se realizó en noviembre de 2011 y diciembre 2012. En abril de 2012 y abril 2013 se muestrearon los suelos (0-20 cm) de las parcelas y se tomaron muestras de hojas de los árboles. Las muestras de suelo se dividieron en dos partes, una se guardó a 4° C para las determinaciones microbiológicas (actividades enzimáticas deshidrogenasa (Trevors, 1984), β -glucosidasa (Tabatabai, 1982), fosfatasa (Tabatabai y Bremmer, 1969) y ureasa (Kandeler y Geber, 1988), y otra se secó al aire. En las muestras de suelo secadas al aire, disgregadas y tamizadas (<2mm), se determinó el pH en KCl 1M (relación suelo/ KCl 1:2,5), el contenido en C orgánico total (Walkley y Black, 1934) y las concentraciones de N-Kjeldhal (Hesse 1971), P- Olsen (Olsen y col., 1971) y K-disponible (Dewis y Freitas 1970). La concentración de C hidrosoluble (C hidr) se determinó en el extracto acuoso (1:10 suelo /agua) en un analizador de Carbono TOC-VCSH Shimadzu. Las muestras de hojas lavadas (0,01 M HCl y agua desionizada), secadas a 70 °C y molidas (<500 μ m) se digirieron con HNO₃ concentrado en horno de microondas. En los extractos de HNO₃ se determinaron las concentraciones de P, K, S, Ca y Mg mediante ICP-OES y el N por el método Kjeldhal.

Los resultados, o sus transformados logarítmicamente, de cada suelo se analizaron mediante ANOVA considerando el tratamiento como variable independiente. Las diferencias significativas se establecieron por el test de Tukey ($p < 0,05$). Para establecer diferencias significativas entre los dos años de estudio se hizo una comparación de medias mediante el test de la T-Student, adaptándose niveles de significación $p < 0,05$.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adición de ambas enmiendas supuso un incremento del pH del suelo (pH originalmente ácido) en las parcelas de ambas especies vegetales, y fue más evidente en el muestreo de 2013, en el que se apreciaron diferencias significativas (Figura 1). El efecto de las enmiendas en la concentración de carbono orgánico total (COT) de los suelos, solo se observó en el segundo muestreo, especialmente en las parcelas de *Paulownia*, aunque los valores no superaron el 1 %.

Las concentraciones de P y K disponibles en primer muestreo aumentaron con la adición del CA, y siguió aumentando en el segundo. En los suelos sin enmendar se apreció un descenso de ambos nutrientes, especialmente de P (Figura 1). En la Figura 1 sólo se muestran los resultados de N-Kjeldhal y de C hidrosoluble (C hidr) en 2013. En dicha figura se observa el aumento de N-Kjeldhal en los suelos de las parcelas de *Paulownia* tratados con ambas enmiendas y en los de Eucalipto tratados con CA. En general, el C hidr aumentó con las enmiendas. Madejón y col (2014) obtuvieron resultados similares en condiciones controladas.

Una de las determinaciones que más se usan para evaluar la calidad de un suelo son las actividades enzimáticas (Dick, 1994). Los mayores valores de actividad deshidrogenasa

se obtuvieron en los suelos enmendados, indicando que la actividad biológica mejora con las enmiendas, especialmente en la parcelas de Paulownia (Figura 2). En el caso de la β -glucosidasa, relacionada directamente con el ciclo del C, solo se apreciaron incrementos de esta actividad con el CB. Es interesante destacar que esta actividad siguió aumentando en el tiempo.

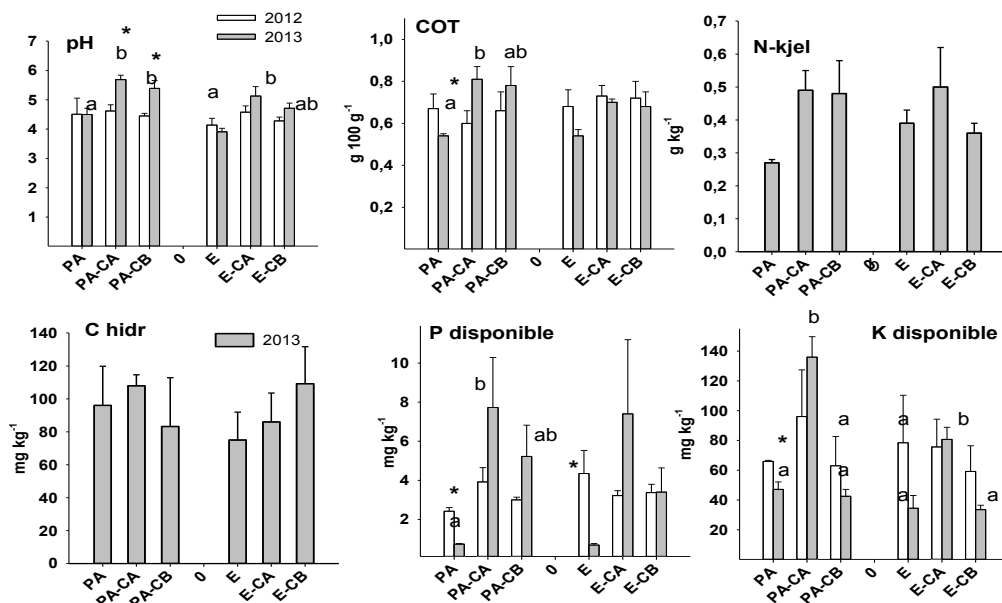


Figura 1. Concentraciones de los parámetros químicos estudiados en suelos en el año 2012 y 2013. Para cada especie vegetal y año de muestreo, las columnas con distintas letras presentan diferencias entre tratamientos. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre los dos años de estudio ($p < 0,05$).

La actividad fosfatasa también se vio sólo favorecida por el CB, debido a la naturaleza de esta enmienda (Burgos y col., 2010), aunque a diferencia de la β -glucosidasa los valores disminuyeron en el tiempo. Finalmente la actividad ureasa también presentó una disminución de actividad en 2013, aunque los valores, en general, fueron más altos en el suelo con enmiendas, (Figura 2).

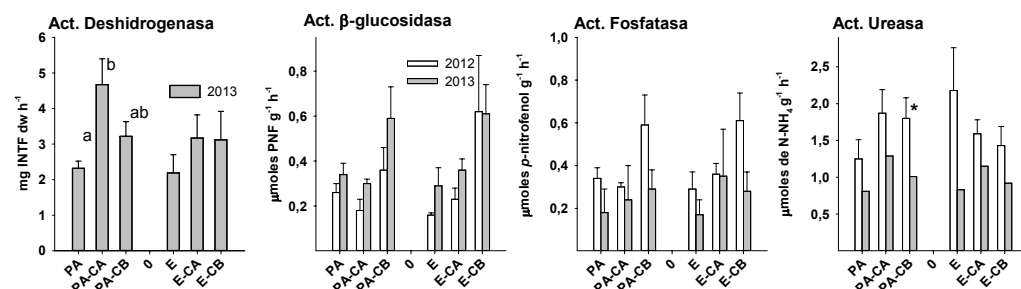


Figura 2. Concentraciones de las actividades enzimáticas estudiadas en suelos en el año 2012 y 2013. Para cada especie vegetal y año de muestreo columnas con distintas letras presentan diferencias entre tratamientos. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre los dos años de estudio ($p < 0,05$).

Tabla 1. Concentración de nutrientes en hojas (g 100g⁻¹) de Paulownia y Eucaliptos en los dos años de estudio

Tratamiento	Muestreo	N	Ca	K	Mg	P	S
PA	2012	3,77	0,53	1,30	0,24	0,40	0,29
PA-CA		3,96	0,61	1,42	0,25	0,41	0,30
PA-CB		3,76	0,60	1,28	0,24	0,38	0,28
PA	2013	2,32	0,84	1,67	0,37	0,13 ^a	0,25
PA-CA		2,10	0,80	2,02	0,38	0,19 ^b	0,23
PA-CB		2,29	0,94	1,77	0,38	0,16 ^{ab}	0,24
Valores normales Paulownia ¹		2,46	1,86	1,65	0,28	0,23	0,19
E	2012	1,25	0,85	0,71 ^a	0,17	0,08	0,10
E-CA		1,40	0,84	0,78 ^{ab}	0,16	0,08	0,11
E-CB		1,52	0,86	0,81 ^b	0,17	0,09	0,12
E	2013	0,77	1,88	0,61	0,19	0,059 ^a	0,08
E-CA		0,86	2,13	0,68	0,23	0,074 ^b	0,09
E-CB		0,84	2,14	0,63	0,22	0,068 ^{ab}	0,09
Valores normales Eucalipto ¹		1,15-1,20	1,90-2,30	0,54-0,72	0,25-0,29	0,10-0,69	-

¹ Mills y Jones (1991). Valores medios con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Las concentraciones de nutrientes en las hojas de Paulownia y Eucalipto aparecen en la Tabla 1. Es interesante destacar las diferencias nutricionales entre las dos especies vegetales estudiadas. Aunque en los suelos se observaron diferencias debido a la adición de las enmiendas, en las plantas no fue muy evidente tal efecto. En el caso de la Paulownia en 2012 se apreciaron contenidos ligeramente más altos en suelos con CA, aunque este efecto no se mantuvo al año siguiente (Tabla 1). En el Eucalipto se obtuvieron en general valores más altos con el CB en 2012 y con el CA en 2013. Se observó un descenso de concentración de N y P con el tiempo en ambas especies, especialmente Paulownia, mientras que con el Ca se apreció el efecto contrario. El efecto de las enmiendas se observó mejor en el Eucalipto, donde las concentraciones de nutrientes en hojas siempre fueron algo mayores en los suelos enmendados. Sin embargo, mientras que las concentraciones de nutrientes, excepto para el Ca, en hojas de Paulownia se mantuvieron próximas a los valores normales para esta especie (Mills y Jones, 1991), en las hojas de Eucalipto sólo se observaron valores normales en el K en ambos muestreos, en el N en 2012 y en el Ca 2013 (no hay datos S referenciados).

4. CONCLUSIONES

La adición de enmiendas, especialmente CA, ha resultado fundamental para evitar la pérdida de fertilidad del suelo y mantener o incluso aumentar el pH, las concentraciones de COT y nutrientes del suelo, así como la actividad biológica. Sin embargo, el efecto de las enmiendas en la concentración de nutrientes en las hojas de Paulownia y Eucalipto fue muy leve.

A pesar de los mayores requerimientos nutricionales de la Paulownia, reflejado en el alto contenido de nutrientes en sus hojas, su crecimiento produjo mayores efectos positivos en el suelo que el Eucalipto.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bastida F., Moreno J.L., García C., Hernández T., 2007. Addition of Urban Waste to Semiarid Degraded Soil: Long-term Effect. *Pedosphere* 17, 557–567.
- Burgos P., Madejón P., Cabrera F., Madejón E., 2010. By-products as amendment to improve biochemical properties of trace element contaminated soils: Effects in time. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 64, 481–488.

- Dewis J., Freitas F., 1970. Método físicos y químicos de suelos y aguas. Food and Agricultura Organization, Boletín de Suelo N° 10. 252 pp.
- Dick R.P., 1994. Soil enzyme activities as indicator of soil quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 35, 107-124.
- Dickinson N., 2000. Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere* 41, 259-263.
- Hesse P.R., 1971. *A textbook of soil chemical analysis*. John Murray, London. R.U. 520 pp.
- Kandeler E., Gerber H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination ammonium. *Biol. Fertil. Soil* 6, 68-72.
- Lu L, Tang Y, Xie J., Yuan Y., 2009. The role of marginal agricultural land-based mulberry planting in biomass energy production. *Renew. Energy* 34, 1789-1794.
- Madejón P., Xiong J., Cabrera F., Madejón E. 2014. Quality of trace element contaminated soils amended with compost under fast growing tree *Paulonia fortunei* plantation. *J. Environ. Manage.* 144, 176-185.
- Mills H., Jones J.B., 1991. *Plant analysis hand book II*. MicroMacro Publishing, Inc., EE.UU. 422 pp.
- Moreno J.M., 2005. *Principales conclusiones de la evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 1954. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. U.S. Department of Agriculture. Report 939. US Government Printing Office, Washington DC. EE.UU.
- Tabatabai M.A., 1982. Soil enzymes. En: A.L. Page, E.M. Miller, D.R. Keeney, (Eds) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 903-947.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M., 1970. Arylsulphatase activity of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 225-229.
- Trevors J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and the TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, 673-674.
- Vangronsveld J., Cunningham S, D., 1998. Introduction to the concepts. En: Vangronsveld J (Ed) *Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation*. Springer, Berlin, pp. 1-15.
- Walkley A., Black J.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.

Agradecimientos: Estudio financiado por la Junta de Andalucía (RNM-6398) con Fondos europeos para el desarrollo regional (FEDER).

VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DEL ESTIÉRCOL: DOS CASOS PRÁCTICOS DE PLANTAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA CON GESTIÓN CENTRALIZADA

Eva Herrero Mallén^{1*}, Marta Teresa Fernández¹,
Berta Bescós Roy¹, Marta López de Torres¹

SARGA, Departamento de Proyectos Estratégicos, Avda. César Augusto 14, 5ª planta, E-50004 Zaragoza.
*E-mail: eherrero@sarga.es

Resumen: Dentro del proyecto LIFE+ MANEV (www.lifemanev.eu), cuyo objetivo es la mejora de la protección del medio ambiente así como la sostenibilidad de la ganadería potenciando el uso de tecnologías de tratamiento, se analizan dos sistemas de gestión de estiércol centralizados en los que se lleva a cabo una valorización energética a gran escala.

1. Planta de digestión anaerobia de purín porcino en Almazán (Soria). La instalación explotada por la empresa PURINES ALMAZÁN, S.L. gestiona de forma centralizada el purín transportado por camión y procedente de parte de las granjas de porcino de la zona. El proceso consiste en una digestión anaerobia del estiércol para la posterior valorización energética del biogás en un motor de cogeneración de 250 kW y la aplicación agrícola del digerido como fertilizante orgánico.

2. Planta de co-digestión anaerobia de estiércol y residuos de la industria agroalimentaria en Carroso (Navarra). La instalación, explotada por la empresa HTN Biogas, S.L., gestiona el purín procedente de la Granja Valle de Odieta de 3.000 vacas lecheras que se transporta hasta la planta por tubería. Al proceso también se alimenta gallinaza y otros sustratos procedentes de la industria agroalimentaria de la zona.

Palabras clave: Biogás, purín, digerido, valorización agrícola, energía renovable.

1. INTRODUCCIÓN

En zonas de elevada concentración ganadera, la inadecuada gestión del estiércol puede deteriorar la calidad de agua, aire y suelo y en consecuencia afectar a la salud humana y animal. Otras afecciones como los malos olores pueden incidir en sectores socio-económicos como el turismo. Existe una amplia variedad de tecnologías para la mejora de esta gestión, atendiendo a aspectos medioambientales y a la sostenibilidad del sector económico ganadero. Las circunstancias locales determinan el objetivo a perseguir con el tratamiento y la idoneidad de cada tecnología.

El aprovechamiento del biogás como fuente de energía renovable es una práctica extendida en Europa. El 66,5 % de la producción primaria de biogás en la UE procede de sustratos del sector agro-ganadero y RSUs (EurOBservER, 2013).

El biogás es una fuente de energía renovable versátil que puede ser almacenada y es independiente de la localización geográfica o la estacionalidad. Algunas de las principales ventajas de esta tecnología son (Flotats y Sarquella, 2008; Martínez y col., 2009):

- La reducción de emisiones de GEI incontroladas en la gestión tradicional de los purines.
- Estabilización de la materia orgánica y mejora de la calidad agronómica del purín.
- La sustitución de fertilizantes minerales por el digerido, eliminando el consumo de energía no renovable derivada de su producción.
- La reducción e inactivación significativa de los patógenos.
- La reducción de los componentes químicos que generan los malos olores.

No obstante, el uso de esta tecnología está condicionado por el marco legislativo local que afecta a los sustratos, a las instalaciones y sus actividades y a los productos que se ob-

tienen (biogás y digerido), así como por la disponibilidad de superficie agrícola para llevar a cabo una correcta valorización agronómica. En zonas con insuficientes parcelas de cultivo, es necesaria la implementación de procesos de tratamiento que reduzcan la carga de nutrientes. En estos casos, la producción de biogás permite reducir los costes de operación de estas tecnologías mejorando su balance energético y económico.

La empresa SARGA, dentro del marco del proyecto LIFE + MANEV, evalúa el uso de la digestión anaerobia en dos instalaciones reales a gran escala, integradas en sistemas centralizados de gestión de estiércol. Este modelo combina una valorización energética de residuos orgánicos y la posterior valorización agrícola del digerido como fertilizante orgánico.

El objetivo perseguido es analizar la eficiencia de estas dos instalaciones a escala real condicionadas a las características particulares de dos escenarios concretos.

2. MATERIAL

2.1. Planta de digestión anaerobia de purín porcino en Almazán (Soria)

La línea de proceso (Figura 1) consta de:

1. Recepción + mezcla: Dos tanques de recepción donde el purín, transportado por camiones hasta la planta, se mezcla y homogeneiza.
2. Biodigestión: El biogás se genera en un digestor y un post-digestor en serie, aislados térmicamente a 38 °C, donde el purín permanece en ausencia de O₂ aprox. 36 días entre ambos depósitos. Se almacena en un gasómetro externo para su posterior aprovechamiento energético.
3. Uso del biogás: En un motor de cogeneración de 250 kW se produce electricidad, que abastece las demandas de la instalación y cuyo excedente se vierte a red, y calor que se aprovecha para elevar la temperatura de la alimentación al digestor. Se dispone de una estación con antorcha para el quemado de biogás como medida de seguridad.
4. Almacenamiento del digerido y aplicación agrícola: El digerido se almacena en una balsa antes de su uso como fertilizante orgánico en los campos de cultivo de la zona.

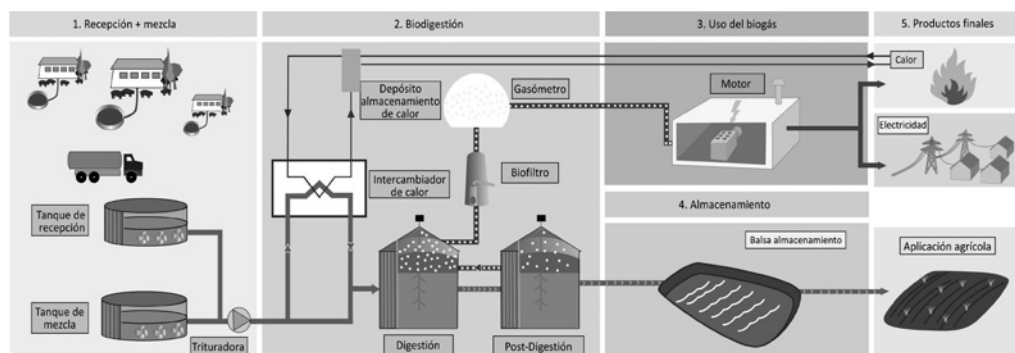


Figura 1. Línea de proceso de la planta de Almazán (Soria).

2.2. Planta de digestión anaerobia de estiércol y residuos de la industria agroalimentaria en Caparros (Navarra)

La línea de proceso (Figura 2) consta de:

1. Recepción + mezcla: El purín, transportado por tubería, y los cosustratos, transportados por camión, se homogeneizan y trituran en dos depósitos circulares soterrados de hormigón armado.

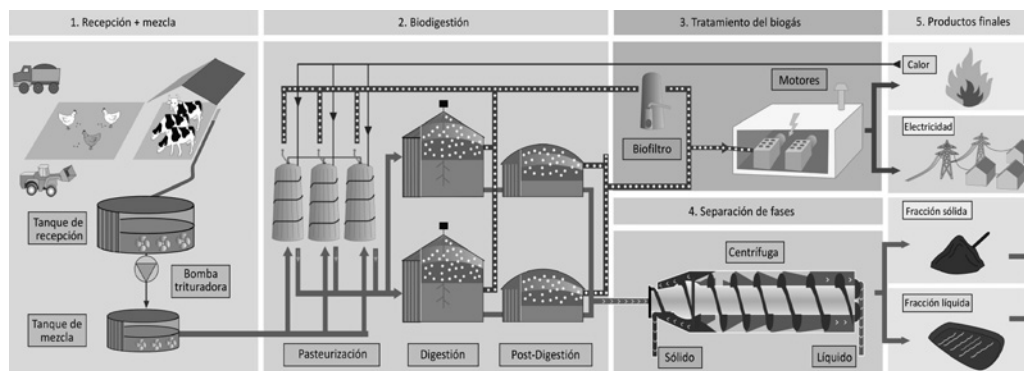


Figura 2. Línea de proceso de la planta de Caparros (Navarra).

2. Biodigestión: La mezcla se pasteuriza durante una hora a 70 °C eliminando así tanto bacterias como semillas. La temperatura de pasteurización se alcanza en dos intercambiadores de calor en serie. El primero de ellos aprovecha el calor excedente de la biomasa que sale de la pasteurización, y el segundo aprovecha el sistema de refrigeración interna del motor de cogeneración. A continuación dos líneas de digestión anaerobia, formadas por un digestor y un post-digestor, aislados térmicamente a 41 °C, trabajan en paralelo y en ausencia de O₂ con tiempos de retención de aprox. 63 días. El sistema de agitación vertical de los digestores homogeneiza el líquido y facilita la salida del biogás. Se dispone de una antorcha para la quema de biogás en caso de avería.
3. Unidad de cogeneración: Dos motores, de 2 MW cada uno, generan calor y electricidad a partir de biogás tras su desulfuración en un biofiltro. En la actualidad está autorizada la evacuación de 2,9 MW.
4. Separación de fases: El digerido se separa en un decantador-centrífuga, añadiendo polielectrolito, en una fracción sólida y una líquida.
5. Aplicación agrícola: Las fracciones de digerido generadas en la separación se utilizan como fertilizante orgánico en una superficie agrícola de aprox. 6.000 has.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El seguimiento de las plantas de tratamiento se lleva a cabo siguiendo un protocolo común de monitorización elaborado y acordado entre los socios del proyecto y que cubre como mínimo un año natural de operación. La evaluación se realiza a partir de la información recogida por dos vías:

- 1) Registros diarios manuales y/o automáticos de los principales parámetros de la línea de proceso en puntos clave: caudales diarios de purín, cosustratos y biogás, temperaturas, entre otros.
- 2) Campañas de muestreo mensuales en las que se toman muestras representativas a la entrada y la salida de las principales unidades de proceso y se analizan posteriormente en un laboratorio externo cualificado.

La principal información obtenida en el seguimiento de las líneas de proceso se muestra en las Tablas 1-4.

Tabla 1. Cuadro resumen de los principales datos de gestión de las plantas de tratamiento.

	Almazán	Caparroso
Estiércol	Purín de cerdo	Purín de vaca y gallinaza
Co-sustratos	-	Residuos agroalimentarios
Tiempo de residencia (digestor + postdigestor) (días)	36	63
Temperatura de la digestión anaerobia (°C)	38	41
Potencia de la unidad de cogeneración (kW)	250	2.900
Producción media de biogás (m ³ /día)	1.500	28.200
Producción media de biogás (m ³ biogás/m ³ alimentado)	11,4	44,1
Composición media del biogás (% CH ₄)	65,4	59,6
Producción media de energía eléctrica (kWh/m ³ biogás)	2,16	2,10
Producción media de energía eléctrica (kWh/m ³ alimentado)	70,3	92,79
<i>Productos finales</i>	Digerido	Digerido: Sólido + Líquido

Tabla 2. Composición del purín y digerido de la planta de Almazán (Soria).

	Purín	Digerido
Nº muestras	11	11
MS (%)	2,9 ± 1,9	2,1 ± 1,1
N_T (kg N/m³)	3,5 ± 0,9	3,6 ± 0,7
N_A (kg N/m³)	2,8 ± 0,8	3,0 ± 0,9
P_T (kg P₂O₅/m³)	0,9 ± 0,5	0,7 ± 0,7
K (kg K₂O/m³)	2,2 ± 0,6	2,2 ± 0,3
SV (%)	65,9 ± 4,7	57,4 ± 9,1
pH	7,4 ± 0,3	7,9 ± 0,2
E. coli (ufc/ml)	>300x10	< 1.000
Salmonella (ufc/ml)	Presencia/Ausencia	Ausencia

MS: materia seca; N_T: nitrógeno total Kjeldahl; N_A: nitrógeno amoniacal, P_T: fósforo total; K: potasio; SV: sólidos volátiles.

Tabla 3. Eficiencias del decantador-centrífuga de Caparroso (Navarra).

	Eficiencia de separación (%)	Mínimo	Máxima
MS	41 ± 10	27	53
N	12 ± 6	2	21
P	44 ± 9	28	56
K	7 ± 4	1	11

MS: materia seca; N_T: nitrógeno total Kjeldahl; P_T: fósforo total; K: potasio

*Eficiencia de separación (Base másica)= [Digerido – Fracción líquida]/Digerido] x 100.

Tabla 4. Composición de los principales puntos de muestreo en la línea de proceso de la planta de Caparros (Navarra).

	Purín	Mezcla	Pasteurizado	Digerido	Fracción líquida	Fracción sólida
<i>nº muestras</i>	15	17	17	16	16	17
MS (%)	7,9±2,9	8,3±1,0	8,1±1,2	4,6±1,1	3,2±0,4	31,5±4,4
N_T (kg N/m³)	2,8±1,2	3,9±1,5	4,1±1,4	4,0±0,9	3,9±0,9	-
(% - N)	-	-	-	-	-	1,1±1,1
N_A (kg N/m³)	1,9±0,7	2,6±0,8	2,5±0,9	3,1±0,9	3,2±0,7	-
(%- N)	-	-	-	-	-	0,3±0,1
P_T (kg P₂O₅/m³)	1,6±2,5	2,0±1,8	1,9±1,7	1,6±1,4	1,4±2,0	-
(% - P ₂ O ₅)	-	-	-	-	-	1,5±2,4
K (kg K₂O/m³)	2,2±0,5	2,2±0,5	2,3±0,5	2,3±0,6	2,3±0,5	-
(% K ₂ O)	-	-	-	-	-	0,3±0,2
SV (%)	66,9±13,3	76,4±3,6	76,7±3,4	60,9±5,8	59,8±7,0	66,3±10,5

MS: materia seca; N_T: nitrógeno total Kjeldahl; N_A: nitrógeno amoniacal; P_T: fósforo total; K: potasio; SV: sólidos volátiles.

4. CONCLUSIONES

- En las dos plantas la concentración de macronutrientes permanece prácticamente constante a lo largo de toda la línea de proceso. La superficie agrícola necesaria para su gestión como fertilizante es la misma que inicialmente.
- El nitrógeno orgánico se mineraliza aumentando la relación N_A/N_T un 14 % en el caso de la codigestión y un 4 % en el caso del purín de cerdo. Es mayor el aumento cuanto mayor es el porcentaje de nitrógeno orgánico alimentado a la planta y el tiempo de retención.
- La planta de codigestión trabaja con tiempos de retención próximos a los 63 días en los que los sólidos volátiles se reducen aproximadamente un 21 %. La producción de biogás media es de 44,1 m³ biogás/m³ alimentado y su riqueza en metano es del 59,6 %.
- La planta que trabaja sólo con purín de cerdo utiliza tiempos de retención menores, aprox. 36 días, y la reducción de sólidos volátiles es de aproximadamente el 13 %, produciendo 11,4 m³ biogás/m³ alimentado, con un contenido en metano del 65,4 %.
- Se observa que en el proceso de codigestión el biogás generado es cuatro veces superior por m³ alimentado, sin embargo la riqueza del mismo en metano es un 6 % inferior.
- El decantador-centrífuga de la planta de Caparros separa el 6 % de la materia de entrada concentrando aprox. el 41 % de la materia seca y el 44 % del fósforo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Flotats, X., Sarquella, L., 2008. Producció de biogàs per codigestió anaeròbia. Col·lecció Quadern Pràctic Número 1. Generalitat de Catalunya. Institut Català d'Energia.
- Martínez, J., Dabert, P., Barrington, S., Burton, C., 2009. *Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety and sustainability*. *Bioresource Technol.* 100, 5527-5536.
- EuroObserv'ER, 2013. European Union Biogas Barometer. The state of renewable energies in Europe. Edition 2013. 13th EuroObserv'ER Report.

Agradecimientos: Los autores de este artículo quieren agradecer a las empresas Purines Almazán S.L. y HTN. Biogas S.L. por su colaboración en el desarrollo del proyecto LIFE + MANEV y el haber permitido y facilitado los trabajos de monitorización realizados en sus instalaciones. Este trabajo ha sido financiado por la Unión Europea a través del Proyecto LIFE + MANEV (LIFE09 ENV/ES000453) "Evaluación de la gestión y tecnologías de tratamiento del estiércol para la protección medioambiental y la sostenibilidad de la ganadería en Europa".

EFFECTOS A LARGO PLAZO DEL CO-COMPOST DE ALPERUJO SOBRE LA REPELENCIA AL AGUA Y OTRAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FISICOQUÍMICAS EN SUELOS DE OLIVAR

Víctor Aranda^{1*}, Julio Calero¹, Iván Plaza², Alfonso Ontiveros-Ortega², Francisco Comino³

¹Departamento de Geología; ²Departamento de Física; ³Departamento de Química Física y Analítica.
Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas s/n, 23071-Jaén.

*E-mail: varanda@ujaen.es

Resumen: Se han estudiado los efectos de la aplicación de co-compost de alperujo sobre las propiedades de dos tipologías de suelos de olivar (carbonatado y silíceo) con 17 años de manejo orgánico. Los suelos sometidos a cultivo orgánico con aplicación de co-compost son de mayor calidad respecto a los de manejo convencional sin aplicación de enmienda orgánica. Las variables COT, N total, P asimilable, bases de cambio y CIC muestran incrementos en sus valores. La aplicación de co-compost de alperujo puede ser considerada una buena práctica de manejo para el mantenimiento o recuperación de la fertilidad física del suelo, incrementando los valores de retención de agua, conductividad hidráulica (Ks), estabilidad estructural, porosidad total, macro y microporosidad; disminuyendo el agua útil y la densidad aparente del suelo. Las muestras silíceas bajo manejo orgánico son las que tienen una Fábrica SEM más evolucionada, presentando un alto contenido en materia orgánica bien humificada y una evidente cementación que contribuye a la formación de macro y microagregados. La repelencia al agua del suelo es el factor más crítico en relación con las propiedades físicas estudiadas, por su relación con la posibilidad de generar escorrentía superficial. Los suelos silíceos con manejo orgánico son los que presentan una mayor hidrofobicidad, relacionada fundamentalmente con un mayor contenido en COT y en arena gruesa. También podría estar relacionada con los fuertes procesos de deshidratación que la materia orgánica sufre en la superficie del suelo y a la presencia de lípidos libres.

Palabras clave: enmienda orgánica, manejo orgánico; Fábrica del suelo; hidrofobicidad del suelo.

1. INTRODUCCIÓN

En Andalucía, el cultivo extensivo del olivo conduce a una enorme producción anual de alperujo (alrededor de cuatro millones de toneladas), el principal subproducto del sistema de extracción de aceite de oliva en dos fases. Por otro lado, dado el alarmante deterioro de la calidad de los suelos agrícolas del área mediterránea, la utilización de alperujo compostado podría ser una alternativa más para paliar este problema, a la vez que se gestiona eficazmente este residuo. De ahí la necesidad de estudiar en profundidad su utilización y sus efectos sobre las propiedades del suelo. Si bien las implicaciones de la utilización de alperujo compostado sobre la fertilidad química, así como sobre las características microbiológicas y las actividades enzimáticas del suelo han sido bien estudiados (Lozano-García y Parras-Alcántara, 2013, García-Ruiz y col., 2012), no lo han sido tanto los efectos sobre sus propiedades físicas (Lozano-García y col., 2011), y concretamente sobre la hidrofobicidad, donde hay una falta de conocimiento más generalizada. Por tanto, los objetivos fundamentales de este estudio han sido evaluar los efectos del alperujo compostado sobre la hidrofobicidad del suelo y otras propiedades físicas y fisicoquímicas en suelos de olivar típicos del área mediterránea. El estudio sobre la aplicación de esta enmienda orgánica ha sido llevado a cabo sobre dos tipologías de suelo diferentes (carbonatado y silíceo) de la zona de Andújar (Jaén), tras 17 años de aplicación en campo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestrearon en Villanueva de la Reina (Andújar, Jaén) cuatro fincas próximas, dos con suelos calcáreos (con y sin aplicación de co-compost) y dos con suelos silíceos (con y

sin aplicación de co-compost). Los suelos carbonatados (Eutric Regosols) y silíceos (Dystric Leptosols) se desarrollan sobre calcarenitas y cuarcitas, respectivamente. Cada una de las explotaciones de olivo que recibieron co-compost era comparable en términos de clima, pendiente, orientación, tipo de suelo, y densidad y edad del olivo a la de manejo convencional (con utilización de abono mineral y sin cubierta vegetal). El muestreo en cada finca consistió en una selección aleatoria de tres ubicaciones entre copas, y en cada lugar, una muestra de suelo compuesta de cuatro submuestras fue tomada al azar dentro de un radio de 5 m y a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm). A las parcelas de olivar con manejo orgánico se le aplicó anualmente, en otoño, entre 6 y 10 Mg ha⁻¹ de co-compost de alperujo (50 % de alperujo, 25 % de hojas de olivo y 25 % de gallinaza), durante 17 años consecutivos.

Todos los análisis de muestras de suelo son referidos a la fracción tierra fina (<2 mm). Tanto los procedimientos de análisis fisicoquímicos (textura, carbono orgánico y nitrógeno totales; pH 1:2,5 p/v; fósforo Olsen; bases de cambio; capacidad de intercambio catiónico y lípidos libres- extracción Soxhlet), como físicos (contenido de agua en el suelo y agua disponible para las plantas; Ks: conductividad hidráulica saturada; densidad aparente; estabilidad estructural del suelo; porosidad y el test water drop penetration time), son los establecidos por la American Society of Agronomy and Soil Science Society of America (Page y col., 1982, Klute y col., 1986). Se utilizó la prueba de la t de Student para verificar si las medias fueron significativamente diferentes, así como las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y de Levene para evaluar la normalidad y la igualdad de las varianzas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de suelo. Los valores para el COT y el NT, fueron marcadamente superiores en el manejo orgánico y en los horizontes superficiales (0-10 cm) después de 17 años de aplicación de co-compost de alperujo. Por tanto, las muestras de suelo superficiales mostraron aumentos significativos para las variables relacionadas con la MO, así como para la relación C/N, al ser esta zona del suelo la más afectada por el manejo.

Estos resultados demuestran el interés en utilizar este tipo de enmienda orgánica en los agro-ecosistemas mediterráneos, con niveles de MO en el suelo muy reducidos tras décadas de agricultura intensiva, habitualmente por debajo del 1 % de COT. El fósforo asimilable en los suelos enmendados con co-compost de alperujo fue significativamente mayor que en los suelos no enmendados, probablemente relacionado con las condiciones físico-químicas más favorables alcanzadas al descender el pH con la enmienda orgánica. Las bases de cambio (Ca²⁺, Mg²⁺ and K⁺) ven incrementados sus contenidos en los suelos enmendados con co-compost de alperujo. Sin embargo, el Na⁺ de cambio tiende a disminuir su concentración. De especial interés es el incremento muy significativo en K⁺ de cambio en los suelos tratados con co-compost de alperujo, por lo que la aplicación de este tipo de compost podría ser utilizada como fuente alternativa de potasio en suelos deficitarios de este importante nutriente. La CIC, relacionado con la fertilidad química del suelo, presenta valores mayores en los suelos con adición de enmienda orgánica, independientemente del tipo de suelo, por tanto, con gran valor como indicador de calidad de suelo para diferenciar el tipo de manejo.

Los parámetros fundamentales relacionados con las propiedades físicas del suelo se muestran en la Tabla 1. La retención de agua a -33 (*field capacity*) y a -1500 kPa (*permanent wilting point*) son más favorables en los suelos sometidos a manejo orgánico con aplicación de co-compost, tanto en los suelos carbonatados como silíceos, aunque especialmente destacable en estos últimos, y refleja el efecto de la materia orgánica para incrementar el potencial del suelo para retener agua. Se observan valores medios significativos de Ks (conductividad hidráulica saturada) mayores en los suelos tratados con co-compost de alperujo y más concretamente, en los suelos silíceos. A pesar del aumento de la hidro-

fobicidad debido a la aplicación del co-compost de alperujo, según el parámetro WDPT, los resultados han mostrado un incremento de la Ks en los suelos orgánicos respecto a los manejados convencionalmente. En los suelos sin tratar con co-compost la densidad aparente fue de $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ y la distribución de porosidad fue de un 12,7 % de macroporosidad y de un 14,4 % de microporosidad. En las muestras tratadas con co-compost la densidad aparente decreció significativamente hasta $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, significativamente también la microporosidad (19,4 %) y la macroporosidad se incrementaron (16,6 %). Por tanto, la densidad aparente y la porosidad mejoran con la aplicación de co-compost, confirmando la interacción entre estas dos propiedades. Los datos medios obtenidos para la estabilidad estructural de los agregados del suelo (AEI) nos muestran diferencias significativas en el tipo de manejo, siendo mayor en suelos con manejo orgánico con co-compost de alperujo. Por su parte, los valores más bajos de estabilidad estructural los encontramos en el manejo convencional y en medio silíceo.

Tabla 1. Valores medios de los parámetros generales de la calidad del suelo para los factores profundidad de muestreo, tipo de suelo y manejo.

Parámetro	superficial/subsuperficial	calizo/silíceo	orgánico/convencional
Arena gruesa 0,5-2 mm (%)	72,17 / 63,92 *	66,83 / 69,25 n.s.	73,25 / 62,83 ***
COT (%)	2,20 / 0,36 **	1,00 / 1,55 n.s.	2,17 / 0,37 *
NT (%)	0,18 / 0,04 *	0,08 / 0,13 n.s.	0,18 / 0,03 *
C/N	12,37 / 10,07 *	10,90 / 11,54 n.s.	11,70 / 10,74 n.s.
pH agua (1:2,5 p/v)	6,89 / 6,90 n.s.	8,14 / 5,65 ***	7,24 / 6,55 n.s.
P asimilable (mg Kg^{-1})	24,08 / 11,75 *	11,17 / 24,67 *	25,92 / 9,92 *
Ca^{2+} cambio ($\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$)	9,37 / 5,38 n.s.	9,87 / 4,88 *	9,83 / 4,92 *
Mg^{2+} cambio ($\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$)	1,21 / 0,79 n.s.	0,64 / 1,35 *	1,46 / 0,53 **
K^{+} cambio ($\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$)	0,34 / 0,29 n.s.	0,26 / 0,30 n.s.	0,43 / 0,14 ***
Na^{+} cambio ($\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$)	0,98 / 1,10 n.s.	1,22 / 0,77 ***	0,87 / 1,24 n.s.
CIC ($\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$)	14,92 / 10,92 n.s.	14,67 / 11,67 n.s.	15,42 / 10,42 *
Lípidos libres (g kg^{-1})	-	0,35 / 0,46 **	0,44 / 0,37 n.s.
SWC -33 kPa (%)	15,86 / 13,61 n.s.	15,03 / 14,44 n.s.	16,67 / 12,81 n.s.
SWC -1500 kPa (%)	10,68 / 5,56 n.s.	6,77 / 9,47 n.s.	11,29 / 4,96 *
AWC (mm cm^{-1})	0,63 / 0,98 n.s.	1,14 / 0,47 ***	0,61 / 1,00 *
Ks (cm h^{-1})	10,61 / 8,47 n.s.	5,53 / 13,54*	11,18 / 7,90 n.s.
Densidad aparente (g cm^{-3})	1,45 / 1,74 **	1,52 / 1,67 n.s.	1,51 / 1,69 n.s.
AEI	0,61 / 0,48 n.s.	0,62 / 0,47 n.s.	0,66 / 0,43 **
Porosidad Total (%)	38,59 / 24,50 **	29,52 / 33,56 n.s.	36,00 / 27,08 n.s.
Macroporosidad (%)	20,23 / 9,05 ***	12,24 / 17,04 n.s.	16,60 / 12,68 n.s.
Microporosidad (%)	18,36 / 15,44 n.s.	17,29 / 16,52 n.s.	19,40 / 14,40 n.s.
WDPT (s)	163,40 / 1,00 n.s.	2,26 / 162,14 n.s.	163,44 / 0,96 n.s.

COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; C/N: relación carbono/nitrógeno; CIC: capacidad de intercambio catiónico; SWC: contenido de agua en el suelo; AWC: agua disponible para las plantas; Ks: conductividad hidráulica saturada; AEI: índice de estabilidad estructural del suelo; WDPT: test water drop penetration time; -: datos no disponibles; Significación: n.s.= no significativo, * $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$.

La Fábrica SEM (ultramicrofábrica con scanning electron microscope) de los suelos refleja una estructuración pobre, poco evolucionada incluso en el horizonte convencional calizo, que tiene un contenido de arcilla relativamente importante. Esto apunta a una dependencia acusada de las propiedades físicas respecto a la propia textura gruesa del suelo.

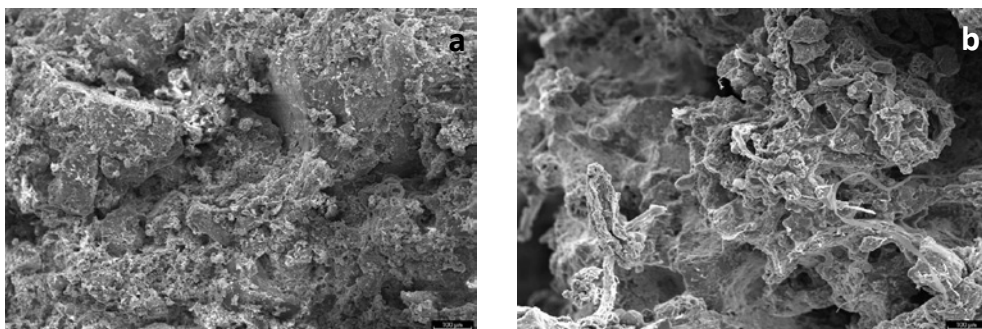


Figura 1. Fábrica SEM del horizonte superficial del suelo síliceo. a) muestra no enmendada (olivar convencional). b) muestra enmendada (olivar ecológico con aplicación de co-compost de alperujo).

En el horizonte superficial del suelo síliceo con manejo convencional (Fig. 1a) el plasma y el cemento orgánico, aún presente, no provoca una agregación clara ni a nivel de macroagregados ni de microagregados, por lo que la Fábrica es menos evolucionada que en el ecológico, y relativamente similar a la de los horizontes calizos, si bien con una presencia más visible de plasma de limo fino. Como excepción a esta tendencia, el horizonte síliceo con enmienda orgánica (Figura 1b), debido a la abundancia de MO bien humificada, muestra una evidente cementación que contribuye a la formación de macroagregados y de microagregados, a pesar de presentar el porcentaje de arcilla más bajo de todas las muestras estudiadas.

Los valores medios del test WDPT no muestran diferencias estadísticas significativas, aunque sí una fuerte repelencia al agua por parte de los suelos síliceos con manejo orgánico, sobre todo en el horizonte superficial donde se aplica el co-compost de alperujo. Uno de los posibles efectos adversos de la repelencia al agua del suelo podría ser la reducción en la capacidad de infiltración y, por tanto, incrementar la escorrentía por flujo superficial y la erosión del suelo en terrenos en pendiente, sobre todo al comienzo de la temporada de lluvias. Existe la posibilidad de que la superficie del suelo, tal y como mencionan Arye y col. (2011), sufra intensos procesos de deshidratación, afectando en este caso al co-compost de alperujo, pudiendo influir enormemente en los procesos de hidrofobicidad. El agua útil (AWC) es mayor en las muestras orgánicas carbonatadas que en las orgánicas síliceas (Tabla 1), por lo que estas últimas podrían haber sufrido con mayor severidad los procesos de deshidratación y por tanto su comportamiento ser más hidrófobo. Por otro lado, un componente que podría ser decisivo a la hora de justificar la elevada hidrofobicidad en las muestras procedentes de medio síliceo a las que se les aplicó co-compost de alperujo, es la presencia de lípidos libres, claramente superior en el medio síliceo enmendado (Tabla 1). Algunos autores (p.e., Niaounakis y Halvadakis, 2006), relacionan la hidrofobicidad con la presencia de residuos de aceite en el alperujo. Una tercera posibilidad, tal y como mencionan numerosos autores (p.e., González-Peñazola y col., 2013), estaría relacionada fundamentalmente con un mayor contenido en COT y en arena gruesa, coincidiendo con los resultados aquí presentados.

4. CONCLUSIONES

Cabría resaltar globalmente en relación con la fertilidad química del suelo las relaciones entre la enmienda orgánica con co-compost de alperujo y el incremento en los niveles de MO, de vital importancia en suelos del área mediterránea sometidos a un cultivo intensivo tradicional poco sostenible; así como con el incremento en nutrientes esenciales como N, P y K, o la CIC. Las propiedades físicas del suelo se ven claramente favorecidas, destacando retención de agua, Ks, estabilidad estructural, porosidad total, macro y microporosidad. La hidrofobicidad

dad en relación con el co-compost de alperujo es la variable que presenta mayores problemas, dependiendo del tipo de suelo, y sobre la que hay que hacer un seguimiento en campo más cuidadoso, debiéndose aplicar esta enmienda orgánica principalmente en zonas de escasa pendiente para prevenir la generación de escorrentía superficial. La MO incorporada al suelo en forma de co-compost de alperujo, por su relación con las propiedades fisicoquímicas y físicas, puede llegar a jugar un papel crucial en la conservación y mejora de la calidad de los suelos del ambiente agro-edáfico estudiado y ser una atractiva estrategia de secuestro de C en el suelo. Esta información podría contribuir a un mejor manejo y protección del suelo en una agricultura más sostenible.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Arye G., Tarchitzky J., Chen Y., 2011. Treated wastewater effects on water repellency and soil hydraulic properties of soil aquifer treatment infiltration basins. *J. Hydrol.* 397, 136-145.
- García-Ruiz R., Ochoa M.V., Hinojosa M.B., Gómez-Muñoz B., 2012. Improved soil quality after 16 years of olive mill pomace application in olive groves. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 803-810.
- González-Peñaloza F.A., Zavala L.M., Jordán A., Bellinfante N., Bárcenas-Moreno G., Mataix-Solera J., Granged A.J.P., Granja-Martins F.M., Neto-Paixão H.M., 2013. Water repellency as conditioned by particle size and drying in hydrophobized sand. *Geoderma* 209/210, 31-40.
- Klute A., Campbell G.S., Jackson R.D., Mortiland M.M., Nielson D.R., 1986. Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Lozano-García B., Parras-Alcántara L., 2013. Short-term effects of olive mil by-products on soil organic carbon, total N, C/N ratio and stratification ration in a Mediterranean olive grove. *Agr. Ecosyst. Environ.* 165, 68-73.
- Lozano-García B., Parras-Alcántara L., del Toro Carrillo de Albornoz M., 2011. Effects of oil mil wastes on surface soil properties, runoff and soil losses in traditional olive groves in southern Spain. *Catena* 85, 187-193.
- Niaounakis M., Halvadakis C.P., 2006. Olive processing waste management, 2nd edition. Elsevier, London, UK.
- Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., 1982. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 2nd Edition. American Society of Agronomy. Madison, WI.

EMPLEO DE RESIDUOS DE INDUSTRIAS FORESTALES PARA LA ELABORACIÓN DE TECNOSUELOS

Beatriz Omil¹*, Darío Arias¹, José L. Francisco², Santiago Meizoso³, Agustín Merino¹

¹Dept. Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, E-27002 Lugo *E-mail: beatriz.omil@usc.es

²I+D+i Celulosa y Proyectos. Grupo Ence, E-36910 Pontevedra

³Grupo Toysal, E-15567 A Coruña

Resumen: Una de las grandes problemáticas actuales en el contexto empresarial y social es la gestión de residuos. Una posible vía de valorización es su reutilización en la elaboración de tecnosuelos. Ello implica la fabricación de un sustrato que permita la germinación y desarrollo de plantas.

En este estudio se ha valorado la elaboración de sustratos a partir de residuos de las industrias madereras, fundamentalmente cenizas de biomasa, biolodos, astillas, corteza y lodo de estación depuradora. El objetivo fue comprobar la idoneidad del sustrato para la regeneración de zonas en las que el suelo se eliminó, fue contaminado o se encuentra muy degradado. Con esas materias primas se realizaron diferentes mezclas de un porcentaje variable de ceniza (25, 29, 30 y 35 %) que se introdujeron en reactores verticales durante 120 días para su maduración. El porcentaje de humedad de todas ellas se mantuvo por encima de 60 %. Los sustratos finales tenían un pH comprendido entre 7,5-9,0, altas concentraciones de nutrientes y relación C:N de 40-60. Las concentraciones de metales pesados, PAH's, microorganismos y lixiviados se encuentran por debajo de los niveles establecidos por la legislación correspondiente.

Palabras clave: Tecnosuelos, cenizas de biomasa, residuos.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la superficie de terrenos fuertemente degradados como consecuencia de la actividad humana tiende a aumentar, con el consiguiente deterioro del paisaje y de la productividad agrícola o ecológica de los suelos (Alcañiz, 2001). A menudo estas zonas ocasionan daños al medio ambiente que les circunda por la aparición de problemas de escorrentía o elevados grados de erosión, deficiencia en nutrientes o niveles tóxicos en metales pesados (Polo y col., 1995).

Por otro lado, en la región atlántica del sur de Europa el sector forestal tiene un gran peso dentro de su economía. La superficie forestal ocupa más del 60 % del territorio, y en ella se hace un elevado volumen de cortas (aproximadamente 7.000.000 m³) destinadas a aserraderos, industrias de papel, y de tableros de fibras y partículas. Estas industrias generan anualmente una gran cantidad de residuos que es necesario gestionar de forma adecuada para que no causen problemas en el medioambiente ni en la salud de las personas. Entre estos residuos se encuentran biolodos, lodos de depuradora, dregs y cenizas de biomasa.

Una de las formas de valorizar estos productos y recuperar suelos degradados de forma simultánea es el empleo de tecnosuelos, que se formulan a partir de la combinación de distintos residuos de modo que el producto final reúna las características apropiadas para actuar como sustrato vegetal y permita la recuperación de la situación de degradación o contaminación inicial,

La ceniza de madera es un subproducto de la industria forestal y de las plantas de energía de biomasa forestal que contiene concentraciones importantes de nutrientes, como calcio, potasio, magnesio y fósforo, necesarios en el desarrollo de las plantas en medios ácidos. Este residuo conteniente, además, bajas concentraciones en metales pesados. La presencia de este material en los tecnosuelos tiene varios beneficios, entre ellos, control del pH, aumento de la densidad aparente de la mezcla, evitar la formación de partículas de gran

tamaño (Hoitink y col., 1991; Golueke y Díaz, 1990), lo que mejora la porosidad y el flujo de aire a través de la pila de compost. Además, aporta compuestos orgánicos aromáticos a la composición de la materia orgánica. Las cenizas también añaden macro y micronutrientes a los sustratos. Por otra parte, también tienen la capacidad de suprimir los olores del compost, ya que tiene propiedades similares a carbono activado (Koivula y col., 2004; Rosenfeld y col., 2004; Kuba y col., 2008). En el presente estudio se pretende la valorización de residuos de las industrias forestales para elaborar un sustrato apto para instalación y el desarrollo de vegetación en zonas degradadas y sin suelo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se utilizaron 4 conjuntos de reactores de 40 litros. Cada uno de ellos contiene cuatro mezclas en las que se utilizaron distintas proporciones de cenizas volantes, dregs, biolodos, lodos de depuradora y material estructurante (astilla de pino y eucalipto), procedentes de industrias madereras. En la Tabla 1 se indican las características básicas de cada uno de los residuos.

Tabla 1. Análisis agrológico de los residuos empleados en la elaboración de los tecnosuelos.

	Cenizas volantes	Dregs	Biolodos	Lodos de depuradora	Material estructurante
Materia seca (%)	95,17	37,33	22,09	20,62	60,22
pH (H ₂ O)	12,83	10,59	8,71	8,34	s.d.
C (%)	3,08	14,98	40,45	36,38	47,23
N (%)	0,08	0,07	0,49	2,92	0,13
C/N	59,37	238,31	83,24	46,85	363,59
MO (%)*	5,37	25,92	97,82	67,14	s.d.
P (mg kg ⁻¹)	3.236	1.0454	681	12.649	66,34
Ca (mg kg ⁻¹)	101.028	159.326	5.906	9.795	2.152
Mg (mg kg ⁻¹)	10.535	28.227	872	3.274	274
K (mg kg ⁻¹)	19.058	8.509	1.244	2.554	441
S (mg kg ⁻¹)	35.760	20.100	1.824	5.696	247
B (mg kg ⁻¹)	58,32	20,75	10,17	4,42	2,80

*materia orgánica calculada por el método de calcinación.

El trabajo fue llevado a cabo en cámara climática (fitotrón), en condiciones controladas de temperatura y humedad. Todos los reactores se mantuvieron con el mismo nivel de humedad y temperatura. La humedad óptima (60 %) se controló por medio de su medición diaria con termohigrómetro y riego siempre y cuando fuese necesario, de tal manera que no se apreció pérdida en la parte inferior de los reactores, durante 120 días.

Durante este período, se recogió una muestra de sustrato de cada reactor para el análisis de lixiviados y la fracción sólida. Los parámetros analizados en los distintos tecnosuelos fueron los siguientes: pH, conductividad eléctrica en el extracto acuoso, macro y micronutrientes en disolución 1:2, elementos totales y metales pesados por medio de digestión ácida con HNO₃ en proporción 1:50 (ceniza-medio extractante). También, sobre la fracción sólida se realizaron

análisis de tipo agrológico, que incluyen pH en una suspensión suelo-medio extractante (1: 2,5) usando electrodo de vidrio y potenciómetro micro-pH 2001, porcentajes de materia orgánica, carbono y nitrógeno total por calcinación mediante un analizador elemental de macromuestra CHNS Leco modelo TruSpec CHNS y contenido de agua por método gravimétrico.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los reactores la temperatura fue bastante homogénea durante las distintas etapas del proceso de compostaje (fase mesófila, termófila, enfriamiento y maduración). Las repentinas bajadas de temperatura pueden explicarse por la aireación forzada, el incremento de humedad o las reacciones de los microorganismos. Estos resultados confirman las observaciones anteriores de Narodoslawsky y Obernberger (1994) y Koivula y col. (2004) que indican que la ceniza mezclada con otros residuos orgánicos puede aumentar la producción de calor y por lo tanto acelerar la actividad microbiana.

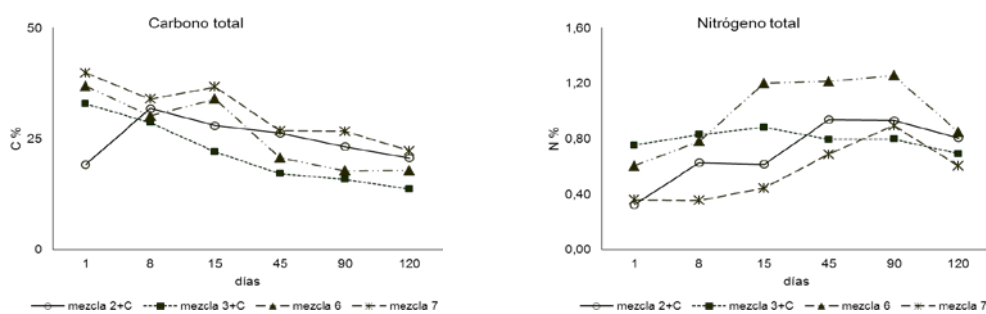


Figura 1. Evolución del carbono y nitrógeno total de en las cuatro mezclas a lo largo del proceso de maduración.

Al igual que en otras experiencias empleando cenizas (Kuba y col., 2008), el contenido de C orgánico total y materia orgánica disminuyó durante el período de maduración en todas las mezclas. La mezcla 6 es la que alcanza mayores valores de N total, debido a la presencia de un mayor porcentaje de lodos de depuradora.

Al finalizar la maduración de este sustrato, a diferencia que otros autores, Narodoslawsky y Obernberger (1994), Kuba y col. (2008), las relaciones C/N se encuentran entre 25 y 35, lo que permite el desarrollo de los cultivos. Es importante que esta relación no sea inferior a 12, pues el riesgo de contaminación por el lixiviado de nitratos en los acuíferos es elevado.

La digestión de la materia orgánica durante el proceso de compostaje (Hackett y col., 1999) puede incrementar la concentración de metales pesados. Sin embargo las concentraciones se encontraron claramente por debajo de los límites establecidos por la legislación.

Por otra parte, la adición de ceniza eleva el valor de pH de los sustratos (Kurola y col., 2011), esto queda reflejado en la Figura 2, en donde el mayor valor de pH coincide con la mezcla con un mayor porcentaje de ceniza. Sin embargo, a medida que va madurando cada una de las mezclas este pH se reduce ligeramente.

Las concentraciones más altas de fósforo, calcio, potasio y magnesio son las que presentan un mayor porcentaje de la combinación cenizas y biolodos (Figura 3). Esto también coincide con las posibles pérdidas de nutrientes por percolación. Este ensayo realizado también por autores como Insam y Merschak, 1997, muestra que las mayores pérdidas de macroelementos se producen en los dos primeros meses pero, al finalizar el proceso de fermentación los lixiviados son mínimos.

4. CONCLUSIONES

El aporte de cenizas de biomasa a las mezclas de tecnosuelos, enriquece la calidad de los mismos, pues aumenta la materia orgánica, incrementa el pH y la disponibilidad de nutrientes, a la vez que, también, les aporta una mayor porosidad y densidad aparente.

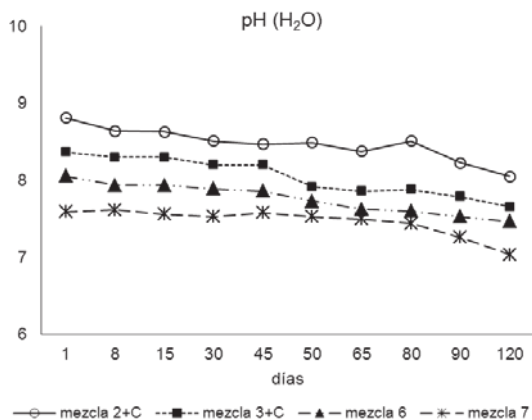


Figura 2. Evolución del pH (H₂O) en las cuatro mezclas a lo largo del proceso de maduración.

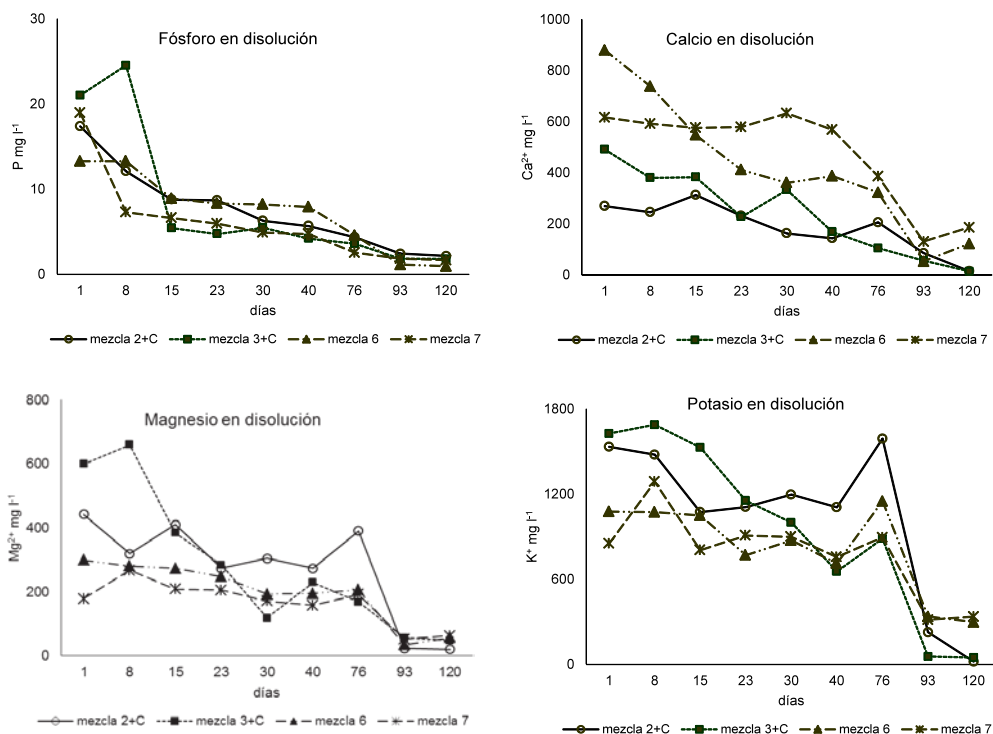


Figura 3. Evolución de los macroelementos en disolución en las cuatro mezclas a lo largo del proceso de maduración.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alcañiz, J.M., 2001. Utilización de lodos de depuradoras urbanas en la restauración de canteras. En: Boixadera, J. y Rosa, M. Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Lleida: Edicions de la Universitat de Lleida, 123-141.
- Golueke, C., Diaz, L., 1990. Understanding the basics of composting. *Biocycle* 31, 56-59.
- Hacketta, G.A.R., Eastonb, C.A., Duff, S.J.B., 1999. Composting of pulp and paper mill fly ash with wastewater treatment sludge. *Bioresource Technol.* 70, 217-224.
- Hoitink, H., Keener, H., Krause, C., 1991. Key steps to successful composting. *Biocycle* 32, 30-33.
- Koivula, N., Rääkkönen, T., Urpilainen, S., Ranta, J., Hänninen, K. 2004. Ash in composting of source-separated catering waste. *Bioresource Technol.* 93, 291-299.
- Kuba, T., Tschöll, A., Partl, C., Meyer, K., Insam, H., 2008. Wood ash admixture to organic wastes improves compost and its performance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 43-49.
- Kurola, J.M., Arnold, M., Kontro, M.H., Talves, M., Romantschuk, M., 2011. Wood ash for application in municipal biowaste composting. *Bioresource Technol.* 102, 5214-5220.
- Narodoslawsky, M., Obernberger, I., 1994. Die Kompostierung von Holzasche: Erfahrungen und Möglichkeiten. En: Proceedings of the Symposium 'Sekundärrohstoff Holzasche-Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse'. Institut für Verfahrenstechnik, Graz, pp. 197-234.
- Polo, A., Gumizzio, J., Díaz, A., Rodríguez, A., Morcillo, F., 1995. Utilización agrícola de lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales. Aplicaciones en el territorio de la Comunidad de Madrid. Madrid: Canal de Isabel II.

VALORIZACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA COMPOSTADOS EN LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS AGROENERGÉTICOS

A. Plaza¹, J.V. Martín², R. Miralles de Imperial², J. Alonso¹, M.M Delgado², M.C. Lobo^{1*}

¹Departamento de Investigación Agroambiental. IMIDRA. Finca "El Encin" A-2, Km 38,2 28800 Alcalá de Henares (Madrid). *E-mail: carmen.lobo@madrid.org

²Departamento de Medio Ambiente. INIA. Crta de la Coruña, Km 7. 28000 Madrid.

Resumen: Actualmente, se ha puesto de manifiesto el interés en aprovechar fuentes de biomasa como alternativa a la utilización de combustibles fósiles; en este sentido, el girasol ha pasado a formar parte de la matriz energética para la producción de biofuel, expandiéndose su producción en muchos países como cultivo energético. La implantación de este tipo de cultivos debe ir acompañado del desarrollo de la correspondiente industria de transformación de la biomasa en combustible, siendo necesario que la producción y la transformación estén estrechamente relacionadas. La utilización energética de estos cultivos supone la necesidad de obtener producciones constantes y de alta biomasa, lo que puede dar lugar a pérdidas de materia orgánica y nutrientes en los suelos agrícolas, que si no se reponen darán lugar a procesos de degradación y erosión, que en países mediterráneos se ven acrecentados por la climatología. En este sentido, la utilización de enmiendas orgánicas que mejoren la fertilidad del suelo y aumenten la producción de los cultivos es una alternativa necesaria para contar con adecuadas producciones de biomasa destinadas a la generación de biodiesel. Los lodos de depuradora se han venido reutilizando tradicionalmente en suelos agrícolas como enmendantes orgánicos y fertilizantes desde hace más de 20 años existiendo numerosas experiencias de aplicación de lodos en cultivos como maíz, trigo, girasol, cebada, cardo, etc. El objeto del estudio ha sido evaluar la eficacia de la aplicación de compost de lodo con restos de poda como enmienda para suelos dedicados al cultivo de girasol en un ensayo en campo.

Palabras clave: residuos urbanos, biomasa, *Helianthus annuus*, fertilización.

1. INTRODUCCIÓN

Los cultivos energéticos requieren plantas de crecimiento rápido destinadas únicamente a la obtención de energía o como materia prima para la obtención de otras materias combustibles. El girasol (*Helianthus annuus*) se encuadra dentro de los cultivos de semillas oleaginosas destinados a la producción de aceites vegetales que se pueden utilizar como biocarburantes. Considerando el interés en conseguir mejores producciones de este tipo de cultivos para un continuo abastecimiento de las plantas y dado el bajo nivel en fertilidad de los suelos en nuestro país, la utilización residuos urbanos como fuente de materia orgánica y nutrientes constituye una alternativa válida para recuperar las características de los suelos y mejorar el rendimiento del cultivo (Costa y col., 1997, De Andres y col., 2007, Lu y col., 2012). Dada la composición de estos materiales residuales, su aplicación está regulada por la legislación (Magrama, 2013), a fin de controlar la transferencia de metales al suelo y como consecuencia al material vegetal, existiendo numerosos estudios que demuestran la absorción de estos elementos por el cultivo (Coker y Mathews, 1983, Vlamis y col., 1985, Chaney, 1994, Lavado, 2006).

El presente estudio tiene como objetivo la utilización de lodo de depuradora compostado con restos de poda en un ensayo en campo en parcelas experimentales a fin de mejorar la producción del cultivo de girasol, así como evaluar la posible transferencia al cultivo de los metales pesados que contienen los residuos y que podrían suponer una limitación en el rendimiento calorífico de la biomasa.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en un suelo agrícola localizado en Alcalá de Henares (Madrid).

Se seleccionaron parcelas de 10 x 20 m en un diseño de bloques al azar, con cuatro parcelas por tratamiento. Se aplicaron dos dosis de un lodo compostado con restos de poda

comparando los resultados con parcelas control sin tratamiento. En el estudio se aplicó una dosis optima de 50 t/ha (D1) y una alta de 100 t/ha (D2) a fin de evaluar la capacidad de traslocación de metales pesados por parte de la planta, lo que podría incidir negativamente en su transformación energética. Las características analíticas del suelo y el residuo se presentan en la Tabla 1. La aplicación del residuo se llevo a cabo utilizando un remolque distribuidor de estiércol. Posteriormente se incorporó en los 20 primeros centímetros del perfil utilizando un rotavator. Un mes después de la incorporación se procedió a la siembra del girasol, utilizándose la variedad Transol Monsanto. Al final del ciclo de cultivo, se muestrearon los suelos y el material vegetal a fin de llevar a cabo las correspondientes analíticas.

Tabla 1. Características del suelo y compost de lodo utilizado en el ensayo.

	Características químicas					Macroelementos (mg kg ⁻¹)				Metales pesados (mg kg ⁻¹)					
	pH	C.E. dS m ⁻¹	M.O %	N %	P mg kg ⁻¹	Ca	Mg	Na	K	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn
Suelo	8,9	0,2	1,20	0,14	21	3954	450	5	268	16	15	0,6	14	37	228
CP	7,5	2.9	22.5	1.6	288	4705	883	352	2034	33	78	0.4	170	248	1602

Las muestras de suelo se recogieron de los 30 primeros centímetros del perfil. La de compost se adquirió comercialmente. Ambas muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm; moliéndose una fracción para algunas determinaciones analíticas. Las características físico-químicas se analizaron de acuerdo a los Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994). La conductividad eléctrica y el pH se midieron en un extracto 1:2,5 (suelo:agua) en el caso del suelo y según las normas UNE-EN-13037 y UNE-EN-13038 (AENOR, 2001) en el extracto de saturación en el caso del compost. La materia orgánica y el nitrógeno total se determinaron utilizando los métodos Walkley-Black y Kjeldahl respectivamente. El fósforo disponible se extrajo con bicarbonato sódico a pH 8, valorándose en un espectrofotómetro UV-VIS (HELIOS α .) Los macronutrientes (Ca,Mg,Na,K) se extrajeron con acetato amónico 0,1N determinándose su concentración con un espectrofotómetro de Absorción atómica (AA240FS, Varian). La capacidad de retención de agua se evaluó mediante el uso de las membranas de Richard a 0,33 and 1515 kPa. La porosidad del suelo se determinó a partir de las medidas de densidad real y aparente según la metodología propuesta por Monnier y col. (1973). Los metales pesados en suelo y compost se determinaron por Espectrofotometría de Absorción atómica (AA240FS, Varian) y Espectrometría de emisión con plasma inductivamente acoplado (Varian LibertyAX), después de una digestión ácida con una mezcla de 6 mL of ácido nítrico y 2 mL of ácido clorhídrico en un sistema de digestión por microondas (Anton Paar). En el caso del material vegetal, se separaron parte aérea y semillas, llevándose a cabo la extracción de los metales y nutrientes por digestión ácida de las cenizas tras calcinación a 540 °C. El poder calorífico del material se determinó en un calorímetro partiendo de 1 g de muestra. Todas las determinaciones analíticas se llevaron a cabo por duplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras la cosecha, los análisis del suelo reflejaron una mejora aunque no estadísticamente significativa en las propiedades físicas observándose una tendencia positiva con respecto al incremento de la capacidad de retención de agua (Figura 1) y la porosidad en los suelos tratados con respecto al control (datos no mostrados). Este hecho ha sido observado por otros autores (Garrigo y Pérez de Laborda, 2003, Lu y col., 2012), confirmándose los aspectos beneficiosos de la aplicación de la materia orgánica para la mejora de la estructura del suelo y el control de la erosión.

Tras la aplicación de las enmiendas se produce una ligera disminución del pH en los suelos tratados (datos no mostrados) y un incremento en los valores de conductividad eléc-

trica (Figura 2). Sin embargo en ninguna de las dosis se supera el valor de 0,6 dS/m. por lo que no existiría ningún riesgo de salinidad por la aplicación de este tratamiento, incluso a la mayor dosis aplicada.

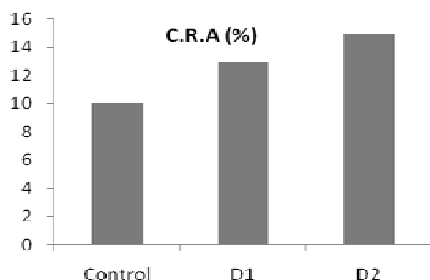


Figura 1. Capacidad de retención de agua en el suelo al final del ciclo de cultivo.

Desde el punto de vista químico, cabe destacar el incremento de la materia orgánica del suelo y de los contenidos de nitrógeno y fósforo tras el tratamiento y en relación con el suelo control. En las Figuras (3-5) se presentan los valores iniciales tras la aplicación de la enmienda y los finales coincidiendo con la recogida de la cosecha. Es importante destacar que al irse degradando la enmienda en el suelo, el aporte de nutrientes continuará en la siguiente cosecha, lo que podría evitar aplicaciones anuales del material.

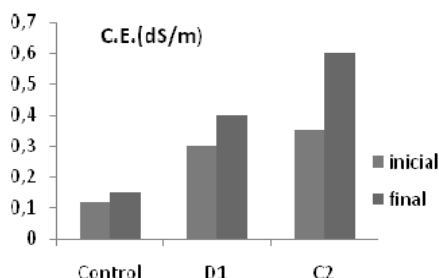
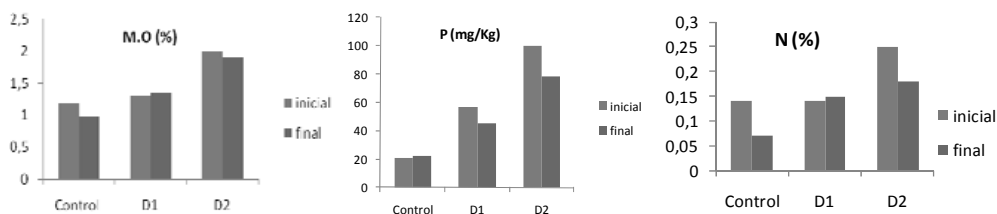


Figura 2. Conductividad en el suelo.



Figuras 3-5. Contenidos de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en el suelo tras la aplicación.

Tras la aplicación de la enmienda, los contenidos en metales pesados en suelo (Tabla 2), no superaron en ningún caso los límites establecidos por la legislación (MAGRAMA, 2013) para suelos de pH>7, observándose en general un incremento en las concentraciones en función de la dosis.

Tabla 2. Concentración de metales en el suelo durante el cultivo (mg/Kg)

	Pb		Cd		Cu		Ni		Zn		Cr	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
D1	69	53	3,1	4,2	65	129	20	18	167	216	87	43
D2	138	86	3,2	5,5	174	135	20,5	24	301	309	127	47

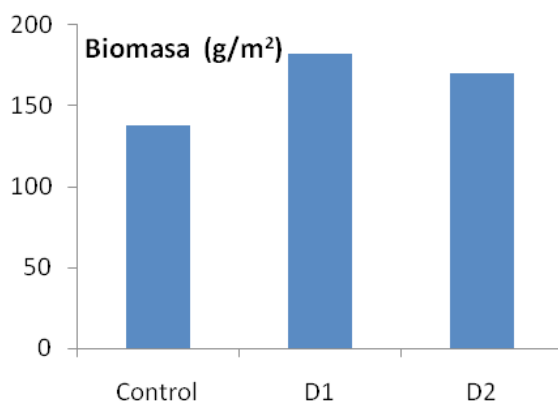
En la Tabla 3, se observa la concentración de metales determinada en el material vegetal tras el ciclo de cultivo. En el caso del Pb, Cd y Cr, las mayores concentraciones se observan en la parte aérea y se incrementan en función de la dosis aplicada. Las mayores concentraciones de Zn, Cu y Ni se observan en la semilla, en esta parte de la planta la concentración de estos elementos disminuyó o se mantuvo prácticamente igual en función de la dosis de compost. Sin embargo, en la parte aérea del material vegetal las concentraciones de Zn, Cu y Ni aumentan con el incremento de la aplicación de compost al suelo.

Tabla 3. Concentración de metales en material vegetal (mg/Kg)

	Tratamientos	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr
Parte aérea	Control	0,67	n.d	4,08	0,30	70,30	8,50
	D1	0,89	1,70	4,60	0,48	28,80	9,80
	D2	0,96	3,10	4,68	0,75	46,20	14,30
Semilla	Control	n.d	n.d	12,00	n.d	61,00	n.d
	D1	n.d	0,91	15,00	0,98	84,00	2,85
	D2	n.d	1,19	9,80	0,900	62,00	4,02

n.d: valor por debajo del límite de detección del equipo.

En cuanto a los valores de producción (Figura 6), se observaron incrementos significativos con la aplicación de la enmienda, observándose los mayores rendimientos a la dosis de 50t/ha.

**Figura 6.** Producción de biomasa

Los primeros resultados obtenidos del análisis de la capacidad calorífica no han mostrado diferencias significativas en función del tratamiento (datos no mostrados), como cabía

esperar dados los bajos niveles de metales en el material vegetal, por lo que parece que la aplicación de los lodos no supondría una limitación para la valorización energética de la biomasa producida.

4. CONCLUSIONES

La aplicación de lodos compostados aporta beneficios al suelo desde el punto de vista de la mejora de su fertilidad, incrementando fundamentalmente los contenidos de materia orgánica y nutrientes, así como mejorando las propiedades físicas lo que contribuirá al freno de los procesos de degradación. La capacidad de degradación del material, hace que se puedan restituir los nutrientes después de la cosecha, proporcionando condiciones de fertilidad adecuadas para el siguiente cultivo. Por otra parte, la aplicación de la enmienda supuso un significativo incremento de producción con respecto al control. Una dosis racional, establecida en función de las características de los materiales y del suelo a tratar, así como de las necesidades del cultivo no supone efectos negativos en relación al incremento de metales en el suelo o en el cultivo, como se observa en los valores obtenidos en la parte aérea y semilla de girasol.

Los primeros resultados no han mostrado diferencias significativas en el rendimiento calorífico en la biomasa procedente de los tratamientos en relación con el control. Por todo ello, se puede considerar que la aplicación de este tipo de materiales supone una buena alternativa para la producción de girasol para un destino agroenergético.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR., 2001. Norma española UNE-EN-13037 y UNE-EN-13038.
- Coker E.G., Matthews P.J., 1983. Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. *Water Sci. Technol.* 15, 209-225.
- Costa F., Hernández M.T., Moreno J.I., 1987. *Utilización agrícola de lodos de depuradora*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura. 121 p.
- Chaney R.L., 1994. Trace metal movements. Soil-Plant system and bioavailability of biosolids-applied metals. En: Clapp C.E., Larson W.E., Dowdy R.H., (Eds.) *Sewage sludge: Land utilization and the environment*, SSSA. Miscellaneous Publication.
- De Andrés E.F., Walter I., Tenorio J.L., 2007. Revegetation of abandoned agricultural land amended with biosolids. *Sci. Total Environ.* 378, 81-83.
- Garrigo J., Pérez de Laborda I., 2003. Efecto de los lodos de EDAR en las propiedades estructurales de los suelos degradados. En: Bienes R., y Marques M.M., (Eds) *Control de la Erosión y Degradación del suelo*. ISBN: 84-688-2336-6 Pag 267-270.
- Lavado R.S., 2006. Effects of Sewage-Sludge Application on Soils and Sunflower Yield: Quality and Toxic Element Accumulation *J. Plant. Nutr.* 29, 6.
- Lu Q., He Z.L., Stofella P., 2012. Land Application of biosolids in USA. A review. *Appl. Environ. Soil Sci.* DOI: 10.1155/2012/201462
- MAPA., 1994. Métodos Oficiales de Análisis, vol. III, Spain.
- MAGRAMA., 2013, Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.
- Monnier G., Stengel P., Fies J.C., 1973. Une méthode de mesure de la densité apparente de petits agglomérats terreux: application a l'analyse des systèmes de porosité du sol, *Ann. Agron.* 24, 533-545.
- Vlams J., Willian D.E., Corey J.E., Page A.L., y Ganje T.J., 1985. Zn and Cd uptake by barley in field plots fertilized seven years by urban and suburban sludge. *Soil Sci.* 139, 81-87.

Agradecimientos: Proyectos FP12-RES y FP13-APL (IMIDRA).

EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE LA INDUSTRIA AGROALIMENTARIA COMO SUSTRATOS ORGÁNICOS CON ALTO VALOR AÑADIDO PARA SU EMPLEO EN SEMILLERO: EXPERIENCIA LIFE+

Josefa Blaya¹, Rocío Macías¹, Miguel Ayuso², Ana Belén Morales²,
José Antonio Pascual^{1*}, Margarita Ros¹

¹Departamento de conservación de suelos y residuos orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), Campus Universitario de Espinardo nº25, 30100 Murcia, España.

*E-mail: jpascual@cebas.csic.es

²Centro Tecnológico Nacional de la Conserva y la Alimentación (CTNC), Calle de la Concordia s7n 30500 Molina de Segura, España

Resumen: Se han realizado y evaluado cinco compost a partir de diferentes mezclas de residuos y subproductos de la industria agroalimentaria dentro del marco del proyecto Life+ AGROWASTE, para su empleo final como sustituto de la turba en semillero en el cultivo de pimiento y su posible capacidad supresiva frente al patógeno *Phytophthora parasitica* en pimiento. Los cinco compost obtenidos alcanzaron una madurez adecuada y en general mostraron unas propiedades físicas, físico-químicas y nutricionales adecuadas como sustrato de cultivo, en una mezcla con turba 1:1, sobre los que crecieron las plántulas de pimiento iguales e incluso mayores que la turba y en algún caso mostraron además, actividad antagonista frente al patógeno. Estos resultados abren un esperanzador camino en la sustitución de turbas por otros materiales orgánicos los cuales pueden provenir de los residuos y subproductos de la industria agroalimentaria, lo que supondría por un lado el dar una salida racional a estos residuos y subproductos, tal y como se demuestra en el proyecto Life+ AGROWASTE (www.agrowaste.eu) y por otro, conseguir sustratos alternativos a la turba, que además aportan valor añadido (biofertilizante, bioestimulante y/o biopesticida).

Palabras clave: *Phytophthora parasitica*, biocontrol, compost, AGROWASTE

1. INTRODUCCIÓN

La Región de Murcia agrupa a una parte importante de la industria de transformados vegetales la cual genera una cantidad importante de residuos y subproductos (534082 t/año). Por ello, surgió el proyecto Life+ AGROWASTE (www.agrowaste.eu) liderado por el CEBAS-CSIC y en colaboración con el CTNC y Agrupal, en el que se han cuantificado y evaluado los tipos y cantidades de residuos y subproductos de la industria agroalimentaria, y las tecnologías y soluciones para su tratamiento desde un punto de vista respetuoso con el medio ambiente. Esto se recoge en unas bases de datos en la página WEB del proyecto, así como mediante la implementación de un sistema de ayuda a la toma de decisión, el cual permite al usuario obtener las tecnologías más adecuadas tanto por sí solas, en el caso de ser finalistas, como aquellas con una mayor complementariedad para los residuos concretos que se incluyan en el sistema de decisión. Una de las tecnologías más recurrente es el compostaje, el cual si se maneja de un modo adecuado tanto en cuanto a su mezcla y proceso da lugar a un compost con diferentes valores añadidos, como es el empleo como sustrato con capacidad de controlar enfermedades de plantas causadas por diferentes patógenos (ej. *Phytophthora parasitica* responsable de la Tristeza del pimiento) en semillero (Blaya y col., 2014).

El objetivo de este trabajo es (1) evaluar y demostrar como un adecuado proceso de compostaje de diversos residuos y subproductos de la industria agroalimentaria, combinadas de un modo adecuado, puede dar lugar a compost de calidad; (2) evaluar los compost obtenidos como sustratos de cultivo y sustrato de cultivo supresivo en plántulas de pimiento frente a *Phytophthora parasitica* responsable de la tristeza del pimiento en semillero.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso de compostaje

Se prepararon cinco pilas de compostaje, con relación C/N entre 27 y 30 cuyas mezclas en peso seco fueron: C1: lodo de pimienta (LP) (25 %), ajo (25 %), poda (25 %) almendra (25 %); C2: LP (12,5 %), pimienta (12,5 %), poda (75 %); C4: LP (18 %), zanahoria (35 %), poda (47 %); C7: pimienta (17 %), alcachofa (16 %), poda (68 %); C9: lodo cítrico (35 %), naranja (18 %), poda (47 %). La temperatura de las pilas se controló diariamente, volteándose periódicamente, manteniendo una humedad por encima del 40 %. Se analizó el pH, CE (1:10 p/v); C y N (analizador elemental), (C_{hidros} (1:10 p/v) analizador de carbono), micro-macronutrientes y metales pesados (Análisis por ICP) y propiedades físicas (Bustamante y col., 2008).

2.2. Ensayo en semillero

Los tratamientos empleados fueron cada uno de los compost obtenidos se mezcló con turba comercial (50/50 v/v) y 100 % turba como control. Las semillas de pimienta (*Capsicum annuum* cv. *Lamuyo*) se sembraron en bandejas de 150 alveolos con seis replicas al azar (10 alveolos por tratamiento y bandeja). Cuando la primera hoja verdadera apareció, tres de las réplicas de cada tratamiento, se inocularon con *Phytophthora parasitica* (10^3 ufc g^{-1} sustrato).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evaluación del proceso de compostaje y características de los composts obtenidos

La temperatura de las pilas de compostaje sigue una tendencia dentro de los perfiles térmicos habituales de un proceso de compostaje (datos no mostrados). Los compost C1 y C4 alcanzan T^a máximas de 70 °C, mientras que las pilas C2 y C7 muestran valores de 60 °C y la pila C9 de 50 °C (datos no mostrados). Una mayor temperatura indica un mayor crecimiento microbiano y rápida descomposición de los sustratos que viene dada posiblemente por la naturaleza de los materiales de partida.

Durante el proceso de compostaje tanto el pH como la CE aumentan (Tabla 1). El aumento de pH está asociado a la producción de amonio asociado a los procesos de degradación de proteínas de los materiales de partida, así como a la biodegradación de los posibles ácidos orgánicos potencialmente generados durante el proceso de compostaje (Warman y Tremmeer, 2005), que a su vez también generan un aumento de la CE, unido a una pérdida de masa de la pila.

Los valores de pH se encuentran por encima de lo que se considera un sustrato ideal pero dentro de los pH óptimos para el crecimiento de los cultivos (pH 5-8); mientras que los valores de CE se encuentran en torno a 3 dS m^{-1} , aceptado como sustrato ideal (Noguera y col. 2003). El compostaje es una degradación de la MO realizada por los microorganismos, por lo que la disminución en la materia orgánica soluble (C_{hidros}) con valores $< 3 g kg^{-1}$ es indicativo de la madurez del compost (Tabla 1). La descomposición de la MO también genera una disminución de la relación C/N que en este caso alcanzó valores entre 14-17 (Tabla 1). Estos valores alcanzados por las pilas para ambos parámetros se encuentran dentro de los límites sugeridos por diferentes autores como indicativos del estado de madurez de un compost (Bernal y col., 2009). Por ello, y a tenor de los parámetros analizados podríamos indicar que el compostaje al que se sometieron las cinco mezclas, dio lugar a composts con buen grado de madurez.

Tabla 1. Evolución de parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje.

Días	pH	CE (dS m ⁻¹)	C/N	C _{hidros}	Días	pH	CE (dS m ⁻¹)	C/N	C _{hidros}
C1					C7				
0	5,40	0,62	29	12,06	0	6,70	1,01	29	13,42
21	5,65	1,07	21	-	21	8,37	1,62	29	-
71	7,27	1,73	18	12,4	71	8,06	2,21	17	4,22
117	7,50	3,35	13	2,28	117	8,89	2,60	14	2,12
C2					C9				
0	5,45	1,40	27	7,31	0	5,70	1,31	32	6,43
21	7,60	1,64	26	-	21	5,75	1,64	26	-
71	7,89	2,01	20	5,16	71	7,75	1,37	20	7,18
117	8,45	1,94	17	2,94	117	8,52	1,45	17	2,04
C4									
0	6,06	2,10	33	5,96					
21	7,75	2,11	25	-					
71	8,36	1,59	20	5,75					
117	8,50	1,73	14	1,88					

CE: conductividad eléctrica; C/N: relación carbono/nitrógeno total; C_{hidros}: Carbono hidrosoluble.

Los composts mostraron valores de las propiedades físicas, dentro de los valores dados aceptados para ser considerados un sustrato “ideal” (Tabla 2; Abad y col., 2001), a excepción de la capacidad de retención hídrica (CRH) que son algo menores, lo que indicaría la necesidad de incorporar agua con mayor frecuencia y en pequeñas cantidades (Bustamante y col., 2008). En general, los composts mostraron contenidos en macro y micronutrientes similares a otros composts agroindustriales (Tabla 2; Blaya y col., 2014).

Tabla 2. Contenido en nutrientes, metales pesados y propiedades físicas de los composts.

	C1	C2	C4	C7	C9
Macro y algunos micro elementos					
N (g kg ⁻¹)	33,01	25,09	27,92	22,27	23,34
P (g kg ⁻¹)	4,4	3,7	4,1	4,0	2,9
K (g kg ⁻¹)	16,6	24,3	17,8	28,9	13,4
Fe (mg kg ⁻¹)	1038	766	1459	798	128
Cu (mg kg ⁻¹)	21,20	17,42	19,48	16,42	17,09
Mn (mg kg ⁻¹)	61,59	68,24	99,96	76,95	86,62
Propiedades físicas					
D _A (g cm ³)	0,484	0,463	0,493	0,518	0,356
Contracción (%)	16,35	12,46	26,96	19,80	24,18
CRH (ml l ⁻¹)	416	441	515	469	426

D_A densidad aparente; CRH capacidad de retención hídrica.

3.2. Comportamiento de los composts como sustratos de germinación y crecimiento de plántulas de pimiento, con y sin presión de patógeno.

El ensayo en semillero mostró como la germinación de las semillas en una mezcla 50/50 compost/turba, fue igual e incluso en algunos casos mayor (91-97 %) en la turba (92 %), y la altura de las plántulas fue en general también igual e incluso mayor (11,28-8,70 cm) que las crecidas en turba (8,90 cm; Figura 1).



Figura 1. Extensión de plántulas de pimiento en semillero

La capacidad que tienen ciertos compost de combatir ciertos patógenos de plantas depende del tipo de compost y sus propiedades bióticas y abióticas y del patógeno. Los tratamientos C2 y C7 mostraron el menor porcentaje de incidencia de la enfermedad, siendo el C2 el que genera menor incidencia de todos (30 %). El tratamiento C4 mostro los valores más elevados de incidencia, similares a la turba (Figura 2). Dentro de las propiedades abióticas estudiadas no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes composts. Respecto a los materiales de partida empleados podemos observar como los compost C2 y C7 estaban hechos a partir de pimiento y ambos tenían el contenido mayor de poda. Además, ambos compost C2 y C7 solo alcanzaron temperaturas de 60 °C en su fase termófila y esto ha podido generar una recolonización de microorganismos con mayor capacidad antagonista

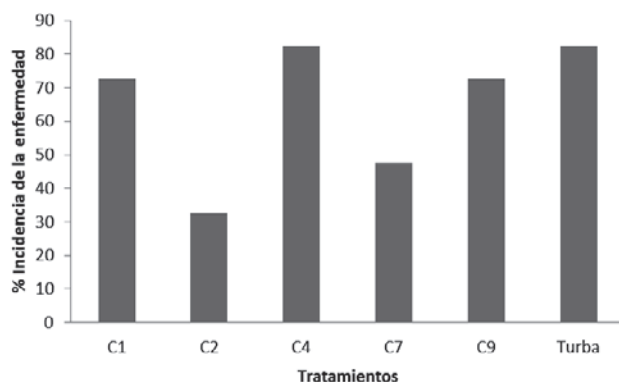


Figura 2. Incidencia de la enfermedad

4. CONCLUSIONES

Podemos concluir que los composts obtenidos pueden ser empleados como sustrato de cultivo a nivel de semillero, resaltando la capacidad de dos de ellos (C2 y C7) de suprimir la Tristeza del pimiento causada por *P. parasítica*. De los resultados obtenidos, destaca la importancia de la elección de los materiales de partida, no solo para obtener un buen proceso de compostaje, sino, para conseguir efectos beneficiosos *ad hoc*; de este modo parece que la presencia de restos de pimiento podría ser responsable del efecto supresivo de los composts

finales. Es precisamente este punto junto a la potencial inoculación de microorganismos beneficiosos durante el proceso de compostaje, lo que puede conferirles el valor añadido deseado para permitir convertir una técnica ancestral en técnicas de elevado valor en el manejo de residuos agroalimentarios tal y como se ha demostrado gracias al proyecto Life+ AGROWASTE.

5. BIBLIOGRAFÍA

- 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.
- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresource Technol.* 100, 5444-5453.
- Blaya J., Lloret E., Ros M., Pascual J.A., 2014. Identification of predictor parameters to determinate agro-industrial compost suppressiveness against *Fusarium oxysporum* and *Phytophthora capsici* diseases in muskmelon and pepper seedlings. *J. Sci. Food. Agr.* 07/2014; DOI: 10.1002/jsfa.6847
- Bustamante MA., Paredes C., Moral R., Agullo E., Perez Murcia M.D., Abad M., 2008. Compost from distillery Waste as peat substitutes for transplant production. *Resource Conserv. Recy.* 52, 792-799.
- Noguera P.M., Abad R., Puchades A., Maquieira A., Noguera V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust container medium. *Commun. Soil Sci. Anal.* 34, 593-605.

Agradecimientos: LIFE+ Proyecto AGROWASTE (LIFE10ENV/ES/469).

ESTUDIO EN ENSAYOS PLURIANUALES A NIVEL COMERCIAL DEL VALOR AÑADIDO DE COMPOST IMPLEMENTADO CON *TRICHODERMA HARZIANUM* T78

Cristóbal Sánchez*, María José Inglés, Mercedes Cánovas, Julio Valero, José A. Pascual

¹Microgaia Biotech SL Parque científico de Murcia. Campus de Espinardo 30100 Murcia.

*E-mail: csl@microgaia.es

Resumen: El trabajo presentado demuestra el efecto, a nivel comercial, de un compost enriquecido con *Trichoderma harzianum* T78 (compost GAIA), usado como sustrato de cultivo a nivel de semillero, así como su efecto, usado como enmienda orgánica con valor añadido, por sus capacidades biopesticida, bioestimulante y biofertilizante. El compost se ha ensayado en ciclos completos de cultivo de melón y tomate durante dos campañas y un ciclo completo en cultivo de sandía. El compost GAIA se ha empleado de forma contrastada con los tratamientos habituales: en semillero con turba rubia y en los ensayos de campo con las enmiendas orgánicas empleadas habitualmente por los agricultores participantes en los ensayos. Se puede concluir que el empleo del compost GAIA supone un incremento en la cosecha entre el 10 % y el 25 %, dependiendo de su uso, en condiciones de presión normal de enfermedades. Aunque no ha sido motivo de estudio en este trabajo, en casos de presión de patógeno elevadas, el empleo de este tipo de material orgánico puede permitir una reducción importante de la necesidad de uso de pesticidas químicos, haciendo económicamente viable un modelo de cultivo más sostenible.

Palabras clave: biocontrol, compostaje, cultivo hortícola.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de altas dosis de fertilizantes y la agricultura intensiva están creando graves problemas ambientales, que conllevan una disminución de la fertilidad y un aumento de la contaminación del suelo, principales amenazas para la viabilidad y sostenibilidad de la producción agrícola. Desde un punto de vista totalmente productivista, se puede decir que existe una presión ecológica de preservación del medio ambiente, que da lugar a presiones reguladoras, con tendencia a prohibir o reducir el uso de algunos insumos químicos, lo que conllevará pérdidas de rendimiento, que los agricultores no pueden permitirse (Bernal y col. 2009; Bustamante y col., 2008).

En otro sentido, el papel de la microbiota natural del suelo y en los sustratos de cultivo ha sido subestimado en el pasado, debido a la “revolución química”. Con el aumento de conocimientos sobre su acción benéfica, se ha demostrado que el empleo de ciertas cepas puede mejorar la capacidad biopesticida, biofertilizante y bioestimulante del suelo. Estos microorganismos se denominan microorganismos beneficiosos y no son microorganismos nuevos, sino que son parte natural e integral de los ecosistemas de suelo equilibrados, además de proporcionar protección a las plantas frente a patógenos dentro de este equilibrio, y que por un uso abusivo de los suelos estos microorganismos han sido desplazados y relegados, haciendo más necesario el empleo de plaguicidas y fertilizantes químicos.

Este trabajo muestra que el empleo de compost GAIA, elaborados a partir de restos de poda de vid en el que se ha incorporado la cepa de *Trichoderma harzianum* (T78), presenta beneficios adicionales, a nivel comercial, en distintos cultivos y condiciones de cultivo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El compostaje de residuos de poda de vid inoculado con la cepa de *Trichoderma harzianum* T78 se realizó siguiendo el protocolo descrito en la patente OEPM 200901209. Este material fue escalado y adaptado a un nivel comercial por parte de la empresa Microgaia

Biotech, realizando durante el período 2012-2014, distintos ensayos comerciales: a) cultivo de melón galia al aire libre en el campo de Lorca, b) tomate boludo en suelo durante dos campañas seguidas, con dos aplicaciones consecutivas de enmienda orgánica; c) coliflor y sandía, sobre el mismo suelo en una sola campaña.

El modo de empleo del compost GAIA en semillero, fue mezclarlo con turba rubia (1:1) y proceder a la germinación de la plántula determinada, según el protocolo de semillero, no habiendo intervención alguna más que en el momento de recogida de la planta para su plantación, momento en la que se evaluó peso fresco, seco y vigor de la planta.

El modo de incorporar el compost para cultivo en suelo, fue el modo habitual en que se realiza la incorporación de una enmienda orgánica como abonado de fondo, a una dosis habitual entre 10 y 15 kg m² al inicio del ciclo del cultivo. El compost GAIA se entregó a los productores, dando unas pautas de manejo del compost, pero haciendo que fuese el agricultor el que lo manipulase sobre un sector o parcela determinado por él mismo, teniendo como premisa el establecimiento de una parcela denominada “control”, que se correspondiese con el tratamiento de fertilización habitual. Los requisitos realizados para la consecución de los objetivos era el permitirnos evaluar los rendimientos de la cosecha de un modo objetivo. Los tratamientos tanto de fertilización como de plaguicidas químicos fueron determinados a criterio del agricultor.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El compost GAIA obtenido se caracterizó por ser un material orgánico altamente estabilizado y con unos niveles de *T. harzianum* T78 en torno a 10⁵ ufc / g, dando lugar a un producto con propiedades biopesticidas, biofertilizante y bioestimulante (Bernal-Vicente, 2009).

Los ensayos realizados sobre el cultivo del melón mostraron una menor incidencia de patógenos post-trasplante (damping-off) en aquellas plántulas que habían sido pre-germinadas en semillero con el compost GAIA, no mostrando diferencias en este parámetro la variable de incorporación o no incorporación del compost al suelo. Los niveles de reducción de plantas afectadas y por tanto incapaces de continuar creciendo, descendió del 5 %, en el control, al 1 %, en las plántulas germinadas con el compost GAIA. El fitopatógeno repetido en las 3 primeras semanas fue *Pythium ultimum* seguido de *Fusarium oxysporum*. Más adelante hubo un ataque de oidio, el cual mostró menor grado de afección en el suelo enmendado con el compost GAIA y que había sido plantado con plántulas germinadas con el compost GAIA.

En cuanto al rendimiento de cosecha, el tratamiento compost con compost GAIA mostró rendimientos por encima de los controles con abonado orgánico de fondo (Figura 1), obteniendo valores de rendimiento alrededor del 10 % en el caso del suelo enmendado con compost GAIA; y si además se incorpora planta germinada con el compost GAIA, estos niveles llegaban al 20 %, que en términos económicos es una cifra más que suficiente para tener en cuenta los tratamientos microbianos en estudio.

En el cultivo del tomate se observó en el primer año un ataque severo de botritis en los meses de mediados de Noviembre a mediados de Diciembre, los cuales resultaron especialmente húmedos y cálidos. De nuevo la enfermedad o planta seca fue menos acusada en los tratamientos con compost GAIA. Además en el final del cultivo, se observó un ataque de oidio, que fue inmediatamente tratado por el agricultor, no observándose diferencias entre las plantas tratadas y las plantas control para este fitopatógeno. En este caso los datos mostrados en la Figura 1, son porcentaje de incremento de producción respecto al tratamiento control, y este se realizó teniendo en cuenta el número de plantas vivas, como el número total de plantas, llegando en este caso hasta un incremento del 25 % de la producción cuando el compost GAIA se había aplicado al suelo y la planta se había germinado con el compost GAIA.

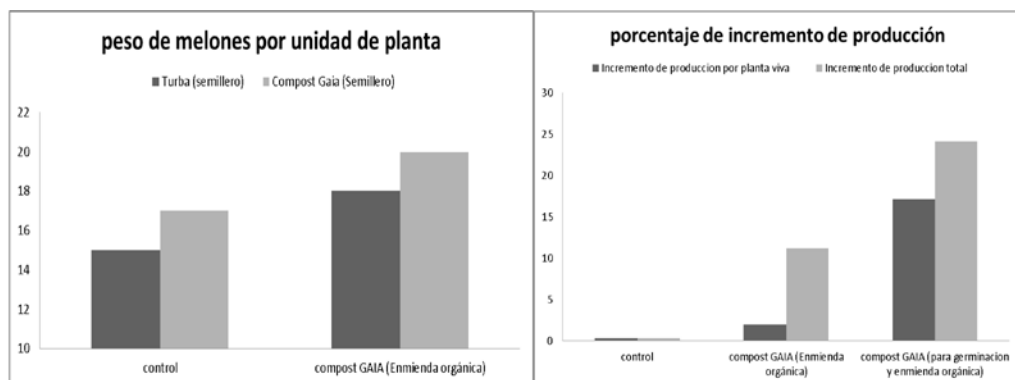


Figura 1. Rendimiento de cosecha (kg) por unidad de planta en el ensayo de melón (izq) y porcentaje de incremento de producción de tomate (derecha).

El ensayo de sandía se realizó en una parcela en el campo de Mazarrón en el que se rota sandía, coliflor y brócoli, en la cual se tiene problemas endémicos de Esclerotinia, Botritis y Fusarium. En el experimento se intervino comparando nuestro tratamiento de compost GAIA en el suelo en comparación con el denominado tratamiento testigo en el cual el agricultor había empleado un producto comercial denominado Contans (*Coniothyrium minitans*) (Figura 2). El cultivo de la sandía tuvo una evolución normal según el agricultor, destacando únicamente un adelanto de la cosecha que era más que manifiesta en el tratamiento en el que incorporaba compost GAIA en el suelo. En este caso no se observó diferencia en el rendimiento de ambos tratamientos, lo que de nuevo se postula como un tratamiento adecuado para el cultivo de sandía. El tratamiento posterior de coliflor tampoco demostró diferencia alguna.



Figura 2. Estadíos del ensayo de campo del cultivo de sandía

4. CONCLUSIONES

El empleo de compost GAIA es una alternativa a la aplicación de fertilizantes y plaguicidas químicos, demostrando en ensayos comerciales su posibilidad de uso como a) sustrato de crecimiento de plántulas a nivel de semillero, lo que le confiere un valor puesto que además de reducir costes en la producción de plántula (Bernal-Vicente y col., 2012), permite conseguir una mayor resistencia inicial a los patógenos post-trasplante; y b) como enmienda orgánica con valor añadido puesto que su empleo mejora los rendimientos de cultivo hortícolas a nivel comercial.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresource Technol.* 100, 5444-53.
- Bernal-Vicente A., Ros M., Pascual J.A., 2012. Inoculation of *Trichoderma harzianum* during maturation of vineyard waste compost enhances suppression of *Fusarium oxysporum* sp. Melonis. *Bioresources* 7, 1948-1960.
- Bernal-Vicente A., 2009. Inmovilización de *Trichoderma* para su uso en el control de la fusariosis de melón en semillero. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Bustamante M.A., Paredes C., Moral R., y col., 2008. Compost from distillery Waste as peat substitutes for transplant production. *Resour. Conserv. Recy.* 52, 792-799.
- Pascual J.A., Bernal A., Sanchez C., 2011 Procedimiento para la producción de un sustrato orgánico de cultivo funcional, inoculado, apto para el desarrollo de plántulas hortícolas a nivel de semillero, con capacidad biopesticida, bioestimulante y/o biofertilizante. OEPM 200901209, Número de publicación 2360318. ENTIDAD TITULAR: MICROGAIA BIOTECH.

SISTEMAS DE BIOREMEDIACIÓN: UNA ECOINNOVACION PARA LA VALORIZACIÓN DE RESIDUOS ORGANICOS Y LA SOSTENIBILIDAD DEL MEDIO

Laura Delgado-Moreno*, Jean Manuel Castillo Díaz,
Rogelio Nogales Vargas-Machuca, Esperanza Romero Taboada

Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada.

**E-mail: laura.delgado@eez.csic.es*

Resumen: Los sistemas de bioremediación (SBR) basados en biomezclas de suelo, turba y paja están siendo usados exitosamente para disminuir la contaminación puntual por plaguicidas. Sin embargo, el uso de turba y paja está restringido en muchas áreas debido a su escasa disponibilidad, alto coste y limitada sustentabilidad como recursos renovables. En este trabajo se propone el desarrollo de SBR aplicando biomezclas alternativas constituidas por suelo, vermicompost de residuos orgánicos de la agroindustria vitivinícola y restos vegetales. La efectividad de descontaminación de estos SBR alternativos se evaluó para distintos plaguicidas (imidacloprid, metalaxil, tebuconazol y oxifluorfen) mediante un experimento de incubación de 5 meses de duración. Los resultados mostraron que la cantidad degradada de plaguicidas en las biomezclas de residuos vitivinícolas fue más del doble que en las biomezclas de turba y paja. El metalaxil presentó eficacias de degradación en las biomezclas alternativas superiores al 90 %. El tebuconazol fue el compuesto menos degradado. Los SBR alternativos se plantean como un método válido para la eliminación de la contaminación puntual por plaguicidas y además, contribuyen a disminuir el coste de los SBR y a promover prácticas de agricultura sostenible.

Palabras clave: residuos agroindustriales, biomezclas, contaminación puntual, plaguicidas.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación puntual por plaguicidas, causada por un manejo inapropiado de los mismos (derrames en el llenado de tanques, limpieza de material, equipos defectuosos, etc), supone entre un 40 % y un 90 % de la carga total de agroquímicos en aguas naturales (de Wilde y col., 2007; Castillo y col., 2008). Para reducir esta contaminación se están desarrollando sistemas de biorremediación (SBR) para la captación de los residuos de plaguicidas en zonas de amortiguación que permita retenerlos y degradarlos y, por tanto, reducir su transporte hacia el medio y los recursos hídricos. Los SBR tradicionales consisten en biomezclas de suelo, turba (material humificado) y paja (material lignocelulósico) (Castillo y col., 2008; Karanasios y col., 2012). Sin embargo, el uso de turba está restringido debido a su poca disponibilidad, alto coste y limitada sustentabilidad como recurso renovable. Por su parte, la paja es un recurso con elevado coste cuando es escaso o empleado para alimentación del ganado. Por estos motivos, se hace necesaria la búsqueda de nuevos materiales que representen una alternativa ecológica y de bajo coste a la turba y la paja en los SBR. Actualmente existe un interés creciente a usar como material lignocelulósico y humificado de las biomezclas restos vegetales y residuos orgánicos generados por la actividad agroindustrial (Karanasios y col., 2012).

Este estudio tiene como objetivo evaluar la degradación de plaguicidas en biomezclas elaboradas con residuos orgánicos de la agroindustria de la vid. La eficacia de eliminación de plaguicidas en estas biomezclas alternativas fue comparada con las biomezclas tradicionales con objeto de determinar el uso de los residuos orgánicos vitivinícolas estudiados como materiales sustitutivos a la turba y paja en los SBR.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Plaguicidas

Los plaguicidas, imidacloprid (99,9 %), oxifluorfen (99,9 %), tebuconazol (99,5 %) y metalaxil (99,5 %) fueron seleccionados por ser aplicados en cultivos de vid.

2.2. Biomezclas

El suelo (S) contenía un 34 % de arcilla, 56 % de limo y 10 % de arena, y CaCO_3 en un 44 %. El vermicompost de sarmiento (V) se obtuvo mezclando sarmientos de vid previamente triturados con lodos de vinaza mediante un proceso de vermicompostaje (Castillo-Díaz y col., 2013). La paja (P) fue de cebada. La turba (T) procedente del Padul (Granada, España). V fué empleado como material humificado y los sarmientos de vid (Sa) como texturizante lignocelulósico. Los materiales fueron secados al aire, triturados y tamizados por 4 mm. Se ensayaron 2 biomezclas alternativas: i) Suelo-Vermicompost-Sarmiento (SVSa) en proporción 25:50:25 (v/v), respectivamente y ii) Suelo-Vermicompost (SV) en proporción 25:75 (v/v), respectivamente. La biomezcla tradicional usada como referente fue suelo:turba:paja en proporción 25:50:25 (v/v), respectivamente. Las propiedades físico-químicas de las biomezclas, analizadas según métodos de Goering Van Soest, (1970) y MAPA (1986) se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de las biomezclas estudiadas.

Biomezcla	Propiedades físico-químicas							
	CRAD* (%)	pH	CE# (dS m ⁻¹)	CO\$ (g kg ⁻¹)	C/N ratio	Lignina (g kg ⁻¹)	Celulosa (g kg ⁻¹)	Hemicelulosa (g kg ⁻¹)
SVSa	100,1	8,7	1,4	261	14,6	124	104	111
SV	102,2	9,0	1,4	234	12,2	130	49	84
STP	90,9	7,1	3,0	171	29,1	44	34	27

*CRAD: capacidad de retención de agua disponible; #CE: conductividad eléctrica; \$CO: carbono orgánico total.

2.3. Estudio de degradación

Cada biomezcla (80 g) fue contaminada con los plaguicidas estudiados a una concentración de 100 $\mu\text{g g}^{-1}$, representativa de un vertido accidental de plaguicidas. Las biomezclas, al 70 % de la CRAD (Tabla 1), fueron incubadas a 20 °C en oscuridad durante 140 días. A distintos intervalos de tiempo, tres muestras por tratamiento fueron analizadas para determinar la concentración de plaguicidas.

2.4. Extracción y análisis de plaguicidas

Muestras de cada biomezcla homogeneizada (5 g) se extrajeron con 30 mL de acetonitrilo por sonicación con ultrasonidos durante 15 min. Posteriormente, la muestra se centrifugó a 3000 rpm durante 10 min. El sobrenadante se filtró con 10 g de Na_2SO_4 . La extracción se repitió una vez más. Los extractos se mezclan y el solvente se evapora en rotavapor a 40 °C. El residuo seco se redisolvió con 10 mL de acetonitrilo. La muestra se diluyó cinco veces con una mezcla de acetonitrilo:agua (37,5:62,5) antes de ser analizada por un cromatógrafo líquido (series 1100 Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con detector de diodos en cadena Vis-UV. Las recuperaciones oscilaron entre 84 % y 95 %, dependiendo del plaguicida y la biomezcla.

2.5. Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados se realizó empleando el programa estadístico SPSS Windows versión 13.0 (Chicago, Illinois, USA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración relativa de cada plaguicida que permanece en las biomezclas durante la incubación se recoge en la Figura 1. Se observaron cinéticas de degradación diferentes dependiendo del plaguicida y/o biomezcla. La degradación de imidacloprid y metalaxil se ajustó a una cinética de pseudo-primer orden ($R^2 > 0,82$) (excepto en el caso de imidacloprid en STP, $R^2 = 0,38$) (Tabla 2). En el caso de oxifluorfen, el ajuste de los datos experimentales de degradación a una cinética de pseudo-primer orden fue aceptable para las biomezclas SV ($R^2 = 0,71$) y STP ($R^2 = 0,75$). En la biomezcla SVSa los datos de degradación de oxifluorfen se ajustaron mejor a una cinética bifásica ($C_t = 58,3e^{-0,16t} + 28,4e^{-0,0005t}$; $R^2 = 0,96$) con una primera etapa de degradación más rápida. Los datos experimentales de degradación de tebuconazol no se ajustaron ni a una cinética de pseudo-primer orden ($R^2 < 0,55$) (Figura 1, Tabla 2), ni a una cinética bifásica (datos no mostrados). La escasa degradación del tebuconazol durante el periodo de incubación (28, 23 y 13 % degradado para SV, SVSa y STP, respectivamente), explicaría la falta de ajuste a los modelos aplicados.

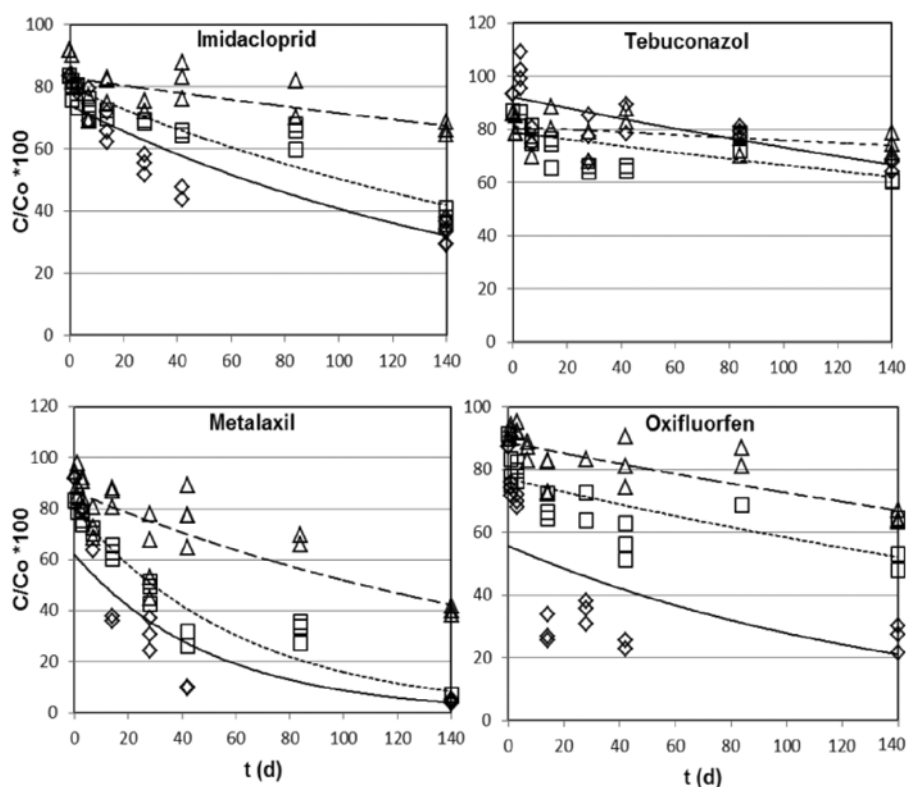


Figura 1. Degradación de plaguicidas en las biomezclas alternativas con vermicompost: SVSa (◇, —) y SV (□,), y en la biomezcla tradicional STP (△, —). Las líneas representan el ajuste a una cinética de degradación de primer orden.

Las biomezclas alternativas SVSa y SV presentaron mayores eficacias de degradación de los plaguicidas que las tradicionales STP. Transcurridos 140 días, la concentración de plaguicida en SVSa y SV fue inferior que en STP, entre 1,6-1,8 veces para imidacloprid, 5,4-8,6 veces para metalaxil, 1,1-1,2 veces para tebuconazol y 1,2-2,4 veces para oxifluorfen. El mayor contenido en lignina, celulosa y hemicelulosa de SVSa y SV respecto a STP (Tabla 1) favorece el desarrollo de hongos lignocelulósicos capaces de degradar plaguicidas (Castillo y col., 2008), lo que explicaría los resultados obtenidos. De las dos biomezclas con residuos vitivinícolas estudiadas, la SV fue más eficaz que la SVSa como indican menores concentraciones residuales de plaguicidas en las biomezclas al final del periodo de incubación (Figura 1), menores $t_{1/2}$ y mayores K_d (Tabla 2). Una mayor biodiversidad y/o actividad microbiana en SV debido a su mayor contenido en vermicompost podría explicar la mayor degradación observada en SV respecto a SVSa. Son necesarios estudios bioquímicos y microbiológicos que nos permitan confirmar esta hipótesis. Al final del periodo de incubación, en la biomezcla VV el porcentaje degradado de imidacloprid, metalaxil, tebuconazol y oxifluorfen fue del 60 %, 95 %, 28 % y 70 %, respectivamente, respecto a la concentración inicial. Estos resultados manifiestan la mayor eficacia de la biomezcla SV para la eliminación de los plaguicidas estudiados.

Tabla 2. Parámetros cinéticos obtenidos del ajuste de la concentración residual de plaguicidas en las biomezclas a una cinética de primer orden.

		$C_0^* (\%) \pm sd$	$K_d^{\#} (d^{-1}) \times 10^2 \pm sd^{\$}$	R^2	$t_{1/2} (d)$
SVSa	Imidacloprid	80,2 $\pm$ 1,6	0,43 $\pm$ 0,04	0,87	156,8
	Metalaxil	80,2 $\pm$ 2,0	1,62 $\pm$ 0,50	0,95	42,8
	Tebuconazol	79,4 $\pm$ 2,1	0,18 $\pm$ 0,07	0,39	385,1
	Oxifluorfen	78,5 $\pm$ 2,6	0,32 $\pm$ 0,07	0,53	216,6
SV	Imidacloprid	78,0 $\pm$ 2,5	0,69 $\pm$ 0,07	0,88	96,5
	Metalaxil	90,9 $\pm$ 2,5	4,80 $\pm$ 0,36	0,98	14,4
	Tebuconazol	93,0 $\pm$ 2,6	0,24 $\pm$ 0,05	0,55	288,8
	Oxifluorfen	79,1 $\pm$ 5,2	3,91 $\pm$ 0,82	0,71	58,9
STP	Imidacloprid	83,1 $\pm$ 2,0	0,15 $\pm$ 0,04	0,38	462,1
	Metalaxil	89,0 $\pm$ 1,9	0,50 $\pm$ 0,06	0,82	138,6
	Tebuconazol	81,3 $\pm$ 1,8	0,07 $\pm$ 0,04	0,18	990,2
	Oxifluorfen	90,3 $\pm$ 1,3	0,21 $\pm$ 0,03	0,75	330,1

* C_0 : concentración inicial; # K_d : constante de degradación; \$Desviación estándar (n=3)

4. CONCLUSIONES

Las biomezclas alternativas con residuos vitivinícolas presentaron mayor eficacia para la degradación de plaguicidas que la biomezcla tradicional con turba y paja. Por tanto, el uso de residuos orgánicos de la agroindustria vitivinícola en SBR constituye una alternativa de bajo coste frente a los sistemas tradicionales y además permite la valorización de residuos orgánicos con lo que el beneficio social y ambiental es doble.

5. BIBLIOGRAFÍA

De Wilde T., Spanoghe P., Debaer C., Ryckeboer J., Springael D., Jaeken P., 2007. Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point source contamination. *Pest. Manag. Sci.* 63, 111–128.

- Castillo-Diaz J.M., Romero E., Nogales R., 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. *Bioresource Technol.* 146, 345–354.
- Castillo M.P., Torstensson L., Stenström J., 2008. Biobeds for environmental protection from pesticides use- a review. *J. Agr. Food Chem.* 56, 6206-6219.
- Goering H., Van Soest, P., 1970. Forage ceber analysis (apparatus reagents procedure and some applications). *USDA Agriculture Handbook*. Washington, DC: USDA-ARS. pp. 1–12.
- Karanasios E., Tsiropoulos N.G., Karpouzas D.G., 2012. On-farm biopurification systems for the depuration of pesticide wastewaters: recent biotechnological advances and future perspectives. *Biodegradation* 23, 787–802.
- M.A.P.A. 1986. *Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid. 532 p.

Agradecimientos: El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, proyecto CTM2010-16807 y cofinanciado con fondos FEDER. Los autores agradecen a F. Calvo y C. Cifuentes la ayuda técnica prestada.

EFFECTO A CORTO PLAZO SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO TRAS LA APLICACIÓN DE UN COMPOST EN UN ESPACIO NATURAL ANTES DE LA REFORESTACIÓN

D. Luján¹, A. Morugán-Coronado¹, F. García-Orenes^{1*}, R. Moral², A. Cerdá³,

¹GEA (Environmental Soil Science Group). Agrochemistry and environmental, University Miguel Hernández, 03202-Elche, Alicante, Spain

²Department of Agrochemistry and Environment, Miguel Hernandez University, EPS-Orihuela, ctra. Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela, Alicante, Spain.

³SEDER Soil Erosion and Degradation Research Group, Department of Geography, University of Valencia, Valencia, Spain.

*E-mail: fuensanta.garcia@umh.es

Resumen: En este trabajo se pretende evaluar la aplicación de un compost desarrollado a partir de lodo de una estación depuradora de aguas residuales, con el fin de mejorar, previamente a su reforestación, las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo de un espacio natural (Clot de Galvany, Elche). En las muestras de suelo recogidas, se analizaron como propiedades físico-químicas: carbono orgánico, fósforo asimilable, N-Kjeldahl y estabilidad de agregados. Como parámetros biológicos se ha determinado el carbono de la biomasa y la respiración edáfica basal. Los resultados parecen indicar que la mayor parte de las propiedades evolucionaron positivamente, si bien se han observado variaciones en el comportamiento de la biomasa microbiana y de la respiración edáfica, que podrían atribuirse a cierta inhibición inicial producida por la incorporación de compost.

Palabras claves: compost, reutilización, suelos degradados, propiedades edafológicas.

1. INTRODUCCIÓN

Cualquier manejo del suelo tiene influencia tanto en sus propiedades y calidad y así como en sus microorganismos y procesos microbianos que ocurren mismo y en, debido a los cambios producidos en la cantidad y calidad de restos orgánicos incorporados al suelo, su distribución espacial, ciclo de nutrientes y cambios físicos (Christensen, 1996).

La degradación de los suelos se había tratado hasta hace poco considerando tan solo la pérdida de su potencial productivo, pero existen otras formas de degradación que si bien no están orientadas hacia la producción, disminuyen la calidad medioambiental (Bullock, 1991), siendo los efectos sobre la calidad de vida en general y sobre la salud en particular a los que se atribuye mayor relevancia. Los suelos de muchas partes de la región mediterránea se exponen a una degradación progresiva (Albadalejo y Diaz, 1990), por lo tanto, su nivel de fertilidad ha disminuido notablemente.

En este sentido, en ambientes mediterráneos, la utilización de residuos orgánicos es una de las soluciones más eficaz para la recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos ya que mejoran un gran número de propiedades (García-Orenes, 1996; García-Orenes y col., 2010).

El principal objetivo del estudio es analizar la evolución de las propiedades en el suelo para la posterior restauración de la cubierta vegetal en una zona degradada de un importante humedal de la Comunidad Valenciana: El Clot de Galvany. Para ello se estudia de la evolución de las propiedades físico-químicas: estabilidad de agregados, materia orgánica y algunos nutrientes, tras la incorporación del residuo orgánico, y se evalúa de la respuesta microbiana del suelo tras la adición del residuo orgánico, monitorizando el carbono de la biomasa microbiana y la respiración edáfica basal.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en el Parque natural del Clot de Galvany, Elche (38° 14' 47,24"N; 0° 31' 42,63" W). La superficie total que delimita el Clot de Galvany es de 6.499.686 m². Constituye junto con la zona de Balsares, una zona húmeda recogida en el catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, abarcando en su conjunto una extensión de 180 hectáreas.

Se han aplicado dos tratamientos diferentes en el área de estudio: 1) Dosis alta de compost (A) con 420 kgN/ha por año. 2) Dosis baja de compost (B) con 210 kgN/ha por año. Se establecieron tres parcelas experimentales de un metro cuadrado por tratamiento (C: control, A: dosis alta, B: dosis baja). Las muestras de suelo fueron recogidas superficialmente entre (0-5 cm) en el mismo punto las tres veces que se tomaron las muestras. En el primer muestreo (M1) se tomaron 9 muestras, tres por cada parcela previamente a la aplicación del compost. El segundo muestreo (M2) se realizó a los tres meses, tras la aplicación manual del compost en el área de estudio. En este muestreo se tomaron 18 muestras, 6 muestras por tratamiento. El tercer y último muestreo (M3), fue realizado tras haber pasado tres meses desde de la aplicación, cuando podía esperarse que se apreciaran los efectos del compost en el suelo. Esta vez se recogieron el mismo número de muestras que en el segundo muestreo. En cada muestreo se recogieron el mismo número de muestras frescas para conservarlas en una nevera a 4 °C con el fin de realizar el análisis microbiológico correspondiente.

Respecto a las propiedades analizadas en el estudio, dentro de las propiedades físicas analizamos la proporción de agregados estables como un indicador de la estructura del suelo. Respecto a las propiedades químicas, hemos analizado el pH, la conductividad eléctrica, el porcentaje de carbono orgánico, el fósforo asimilable, el porcentaje de carbonatos y el nitrógeno Kjeldhal. En relación con las propiedades biológicas, hemos analizado el carbono de la biomasa microbiana y la respiración edáfica basal.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se muestran a continuación son los correspondientes al análisis de los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo en el periodo de estudio comprendido entre Julio 2013 y Febrero 2014 (Figura 1).

Como podemos observar la aplicación de compost ha producido un incremento en el contenido en materia orgánica del suelo así como en el nivel de los macronutrientes N y P. También se aprecia un aumento de la CE del suelo con el aporte del material orgánico. En esta misma figura se representa la evolución del carbono de la biomasa, observando que la incorporación del compost no ha supuesto un incremento significativo de la misma. En el tercer muestreo (M3) observamos un ligero descenso de este parámetro que puede ser debido a algún componente presente en el compost aplicado, que pueda estar inhibiendo el crecimiento microbiano en el suelo estudiado. La aplicación de compost también parece disminuir la tasa de respiración (Figura 1), probablemente debido al aumento de conductividad eléctrica, ya que los valores más altos de ésta se corresponden con los valores más bajos de la respiración edáfica basal (Morugán-Coronado, 2011). Algunos estudios corroboran este hecho mostrando correlaciones negativas entre la tasa de respiración del suelo y el contenido en sales (Sardinha y col., 2003).

4. CONCLUSIONES

La aplicación del compost ha incrementado el contenido orgánico del suelo observándose mayores diferencias al final del experimento en función de la dosis aplicada. Se observan aumentos significativos de los nutrientes esenciales (N y P) como consecuencia de la aplicación de compost en el suelo.

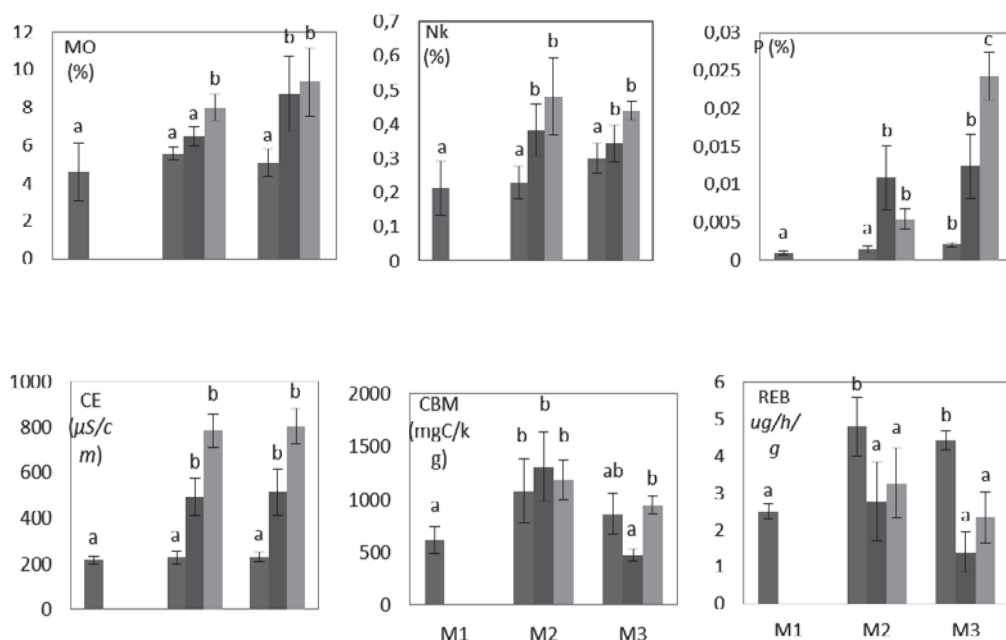


Figura 1. Evolución de las propiedades del suelo estudiadas. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre muestreos. Parcela control: Color azul; Parcela dosis A: color verde; Parcela dosis B: color rojo.

La incorporación de compost al suelo no ha producido un incremento significativo del porcentaje de agregados estables en el mismo, si bien hay una ligera mejoría de esta propiedad para los suelos con mayor aplicación del compost.

En el periodo de estudio llevado a cabo hemos observado una disminución del Carbono de la Biomasa en los suelos a los que se aplicó compost, probablemente debido a algún componente inhibitorio con el compost.

Con respecto a la respiración edáfica basal el comportamiento es semejante al carbono de la biomasa microbiana observándose disminución en las parcelas con compost aplicado, posiblemente debido al aumento del contenido de sales en el suelo o sustancias que inhiben el crecimiento microbiano dada la sensibilidad de esta propiedad frente a cambios producidos en el manejo del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Christensen, N.L., 1996. The scientific basis for sustainable use of land. pp. 273-308 In Diamond, H.L. and P. Noonan (eds.). *The Use of Land*. Island Press, Washington, D.C.
- García-Orenes, F., 1996. Utilización de lodo de depuradora como enmendante de suelos degradados. Valoración de los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, G., Caravaca, F., 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil Till. Res.* 109, 110-115.
- Morugán-Coronado, A., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., 2011. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. *Soil Till. Res.* 112 (1), 18-26.
- Sardinha, M., Muller, T., Schmeisky, H. and Joergensen, R.G., 2003. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Appl. Soil Ecol.* 23, 237-244.

EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE COMPOST DE ALPERUJO SOBRE ALGUNAS ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS DEL SUELO

M.T. Moreno^{1*}, E. Carmona¹, A. de Santiago², A. Delgado¹

¹Dpto. CC. Agroforestales, Universidad de Sevilla. E.T.S.I. Agronómica, Ctra. Utrera, km 1. 41013 Sevilla

²Instituto de Investigación La Orden-Valdesequera, Ctra. A-V km 372. 06851 Badajoz.

*E-mail: mtmoreno@us.es

Resumen: Se estudiaron algunas actividades enzimáticas en suelos agrícolas que recibieron compost de alperujo a dosis de 30 t/ha durante 5 años consecutivos. Se encontró que dichas actividades se incrementaban significativamente con el aporte de la enmienda. También se encontraron correlaciones significativas entre las actividades deshidrogenasa, fosfatasa y β -glucosidasa, y los aumentos de materia orgánica en el suelo que produjeron los aportes de compost. Todas las propiedades físicas y químicas del suelo relacionadas de alguna manera con la materia orgánica, lo están a su vez con las actividades enzimáticas señaladas. Las actividades arilsulfatasa y ureasa, que no mostraron correlación significativa con la materia orgánica, fueron a su vez las que menos correlaciones mostraron con otros parámetros de fertilidad del suelo.

Palabras clave: enmienda orgánica, β -glucosidasa, arilsulfatasa, ureasa, deshidrogenasa.

1. INTRODUCCIÓN

Las propiedades físicas y químicas del suelo pueden considerarse relativamente estables; cualquier alteración en el mismo tardará tiempo en modificarlas de forma apreciable. Por el contrario, los parámetros biológicos muestran una mayor sensibilidad frente a procesos tales como contaminación, degradación por diversas causas e incluso desertificación; modificaciones en los mismos podrían ser consideradas una “alerta” ante un posible inicio de procesos degradativos del suelo.

El interés por las poblaciones microbianas en cuanto a su relación con la calidad del suelo no se refiere tanto a conocer su biomasa total o su biodiversidad, sino su actividad. Ésta puede ser evaluada a través de la medida de las actividades enzimáticas en suelos, que son un índice de la calidad de los mismos y que se ven afectadas significativamente por las técnicas de manejo aplicadas (Madejón y col., 2009), como pueden ser el laboreo, el riego, la fertilización mineral y, especialmente, la adición de residuos orgánicos.

Aumentos en las actividades β -glucosidasa, deshidrogenasa, arilsulfatasa, fosfatasa, y ureasa están asociadas a un incremento de la actividad microbiana (Roldán y col., 2005; Melero y col., 2009). La actividad β -glucosidasa en concreto se considera muy sensible a cambios en las propiedades del suelo, en particular las relacionadas con la materia orgánica, al estar implicada esta enzima en el ciclo del carbono (Stott y col., 2010). Otras actividades, como la arilsulfatasa, fosfatasa y ureasa, están relacionadas con el ciclo de nutrientes minerales.

En este trabajo se han evaluado los efectos de la adición de compost de alperujo (subproducto generado en la extracción del aceite de oliva) al suelo, a dosis frecuentes y altas, sobre las actividades enzimáticas del mismo. También se ha estudiado la relación de éstas con otros parámetros de fertilidad de los suelos agrícolas, con el objetivo de establecer si dichas actividades pueden ser indicativas de la evolución de otras propiedades del mismo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se aplicaron, durante 5 años consecutivos al suelo de un invernadero de la ETS Ingeniería Agronómica de la Universidad de Sevilla, composts de alperujo a dosis de unas 30

toneladas/ha y año, que se incorporaron con rotovátor hasta unos 15-20 cm de profundidad. Las características de dichos composts son las descritas por Moreno y col. (2014).

El diseño experimental fue en bloques al azar con 3 repeticiones y dos tratamientos: suelo tratado con compost y un testigo sin tratar. Cada parcela experimental tenía una superficie aproximada de 10 m².

Tras los cinco años de aportes de compost, los suelos de cada una de las 6 parcelas experimentales fueron muestreados (3 submuestras por parcela hasta 20 cm de profundidad) y se analizaron distintas actividades enzimáticas: β -glucosidasa (β -Glu), fosfatasa (Fosf), arilsulfatasa (AriIS), deshidrogenasa (ADH) y ureasa (Ure), por los métodos propuestos por Eizavi y Tabatabai (1988), Tabatabai y Bremner (1969) y Tabatabai (1994).

Estas actividades fueron correlacionadas con las características del suelo tratado y sin tratar con compost de alperujo, descritas por Moreno y col. (2014).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todas las actividades enzimáticas aumentaron significativamente con la aplicación de la enmienda, a excepción de Ureasa (Tabla 1), consecuencia de la mayor actividad microbiana originada por los aportes de compost. Esto revela una mayor capacidad hidrolítica en el suelo, que resulta relevante en el ciclo de ciertos nutrientes como N, P o S.

Tabla 1. Actividades enzimáticas del suelo tratado, y sin tratar, con compost de alperujo.

Propiedades Químicas	Suelo Tratado	Suelo sin tratar
β -glucosidasa, g PNF kg ⁻¹ h ⁻¹	4,77 a	2,48 b
Deshidrogenasa, g TFF kg ⁻¹ h ⁻¹	68,11 a	11,95 b
Ureasa, mmol NH ₄ ⁺ kg ⁻¹ h ⁻¹	43,98 a	35,89 a
Fosfatasa, g PNF kg ⁻¹ h ⁻¹	0,624 a	0,254 b
Arilsulfatasa, g PNF kg ⁻¹ h ⁻¹	0,164 a	0,110 b

Para cada fila los valores seguidos por la misma letra no son significativos ($P > 0,05$).

(AriIS: arilsulfatasa; β -Glu: β -Glucosidasa; ADH: deshidrogenasa; Ure: ureasa; Fosf: fosfatasa; PNF: paranitro-fenol; TFF: trifenilformazan).

En general, se han encontrado correlaciones entre las actividades enzimáticas estudiadas y algunas propiedades físicas y químicas del suelo (Tabla 2), destacando en este sentido, tanto por el número de parámetros como por su alto nivel de significación, las actividades ADH y Fosf. En sentido contrario estarían las actividades AriIS (que sólo muestra relación con CIC, Ca y Mn) y Ure (sólo con CIC, NH₄⁺ y Fe).

Las correlaciones encontradas con algunas propiedades químicas se podrían explicar por la relación de las actividades enzimáticas con la materia orgánica (MO). Un aumento de ésta puede estar asociado a una mayor disponibilidad de P (ya que contribuye a inhibir su precipitación y adsorción) y de micronutrientes (por la formación de complejos organometálicos, en particular en el caso del Fe). Por el contrario, y como ya se ha apuntado, las actividades AriIS y Ure no se relacionaron significativamente con la MO, lo que podría justificar su falta de correlación con los índices de disponibilidad de P y de micronutrientes (salvo la Ure y Fe). También en el caso del K siguen siendo AriIS y Ure las que no se correlacionan significativamente con su concentración en suelo. En cualquier caso, los incrementos de este nutriente en el suelo se deben probablemente más a la gran cantidad del mismo aplicado con el compost (Moreno y col., 2014) que a una mejora en su disponibilidad provocada por el incremento en actividad microbiana.

Tabla 2. Coeficientes de correlación entre actividades enzimáticas y otros parámetros de suelo.

	AriIS	β -Glu	ADH	Ure	Fosf	DA	EP	DR
AriIS		ns	ns	ns	0,44*	ns	ns	ns
β -Glu			0,68***	0,65***	0,76***	-0,41*	ns	-0,62**
ADH				ns	0,82***	-0,66***	0,63**	-0,65***
Ure					0,51*	ns	ns	ns
Fosf						-0,51*	0,47*	-0,61**
	pH	CE _e	MO _{ox}	N total	P	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	CIC
AriIS	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,56**
β -Glu	ns	ns	0,63**	0,57*	0,47*	0,43*	0,59**	0,65***
ADH	ns	ns	0,89***	0,92***	0,70***	0,79***	0,55**	0,85***
Ure	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,53**	0,48*
Fosf	ns	ns	0,80***	0,87***	0,54**	0,62**	0,63**	0,81***
	Ca	Mg	K	Na	Mn	Zn	Cu	Fe
AriIS	0,41*	ns	ns	ns	-0,46*	ns	ns	ns
β -Glu	0,44*	ns	0,55**	ns	ns	ns	ns	0,76***
ADH	0,75***	ns	0,44*	-0,45*	ns	0,60**	0,72***	0,93***
Ure	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,47*
Fosf	0,66***	ns	0,42*	ns	-0,43*	0,58**	0,49*	0,85***

* Significativo para $P < 0,05$; ** Significativo para $P < 0,01$; *** Significativo para $P \leq 0,001$; ns: no significativo. (AriIS: arilsulfatasa; β -Glu: β -Glucosidasa; ADH: deshidrogenasa; Ure: ureasa; Fosf: fosfatasa; DA: densidad aparente; EP: espacio poroso total; DR: densidad real; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO_{ox}: materia orgánica oxidable).

Como es sabido, algunas propiedades físicas dependen en buena parte del contenido de MO del suelo. Así, las densidades aparente (DA) y real (DR) disminuyen en suelos con altos contenidos de MO, aumentando a su vez el espacio poroso total (EP). Por ello, parece lógico que las actividades ADH, β -Glu y Fosf, muy bien correlacionadas con la MO, se correlacionen a su vez de forma negativa con DA y DR, y positivamente con EP. Por el contrario, AriIS y Ure, sin relación con la MO, tampoco se correlacionan con las propiedades físicas.

4. CONCLUSIONES

Las enmiendas a base de compost de alperujo incrementaron de manera significativa algunas actividades enzimáticas en el suelo. Este aumento se explica por el efecto que la adición de la enmienda orgánica tiene sobre la actividad microbiana y se puede considerar positivo en la mejora de la calidad general del suelo. Puesto que las actividades deshidrogenasa y fosfatasa se correlacionaron negativamente con las densidades aparente y real, y positivamente con el espacio poroso, se confirmaría que la medida de estas actividades podría servir como indicador de algunas propiedades físicas relevantes del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Eizavi F., Tabatabai M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20, 601–606.
- Madejón E., Murillo J.M., Moreno F., López M.V., Arrue J.L., Alvaro-Fuentes J., Cantero C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil Till. Res.* 105, 55–62.
- Melero S., López-Garrido R., Murillo J.M., Moreno F., 2009. Conservation tillage: Short and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil Till. Res.* 104, 292–298.

- Moreno M.T., Ordovás J., Carmona E., Delgado A., 2014. Efectos del compost de alperujo sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo. XI Jornadas del grupo de Sustratos de la SECH. El compost: calidad y aplicaciones. San Sebastián.
- Roldán A., Salinas-García J.R., Alguacil M.M., Caravaca F., 2005. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *App. Soil Ecol.* 30, 11–20.
- Stott D.E., Andrews S.S., Leibig M.A., Wienhold B.J., Karlen D.L., 2010. Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 107–119.
- Tabatabai M.A., 1994. Soil enzymes. En: R.W. Weaver, G.S. Angel, P.S. Bottomley (Eds) *Methods of Soils Analysis Part 2 Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 778–833.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301–307.

COMPARACIÓN DE LA CALIDAD DE COMPOST DE AUTOCOMPOSTAJE DOMÉSTICO Y DE COMPOSTAJE INDUSTRIAL

Raquel Barrena^{1*}, Xavier Font ¹, Xavier Gabarrell ², Antoni Sánchez¹

¹Grupo de Investigación en Compostaje (GICOM), Departament d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona; ²SosteniPrA, Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA), Departament Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona;

*E-mail: raquel.barrena@uab.cat

Resumen: El autocompostaje doméstico se presenta como una alternativa o forma complementaria a la gestión de la fracción orgánica de residuos municipales producida en los hogares. La calidad de un compost es un parámetro clave para garantizar los beneficios ambientales de su aplicación al suelo. Se han analizado un número importante de muestras de compost doméstico o casero e industrial evaluándose propiedades fisicoquímicas y biológicas como el contenido en metales pesados y nutrientes y la estabilidad biológica utilizando una medida de velocidad de consumo de oxígeno y el consumo acumulado en 4 días. La comparación entre compost producido industrialmente y de forma casera muestra características similares entre ambos, especialmente a nivel de nutrientes y materia orgánica. Existen algunas diferencias significativas entre ambos relacionadas con la operativa del proceso, como la humedad, y con la naturaleza de materia prima como la conductividad y el contenido metales. Los niveles de Cu, Ni y Zn sitúan en la categoría de Clase B al compost industrial, según la regulación española, mientras que el compost casero es mayoritariamente de Clase A. La estabilidad ha resultado un parámetro donde existe una gran diferencia entre ambos composts. En este sentido, la estabilidad se presenta como un punto clave a mejorar en las instalaciones industriales donde la tecnología disponible tiene que permitir alcanzar niveles adecuados que garanticen el beneficio de la aplicación del compost.

Palabras clave: Autocompostaje doméstico, compostaje industrial, calidad de compost, estabilidad, índice respirométrico dinámico.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es una de las tecnologías más respetuosas con el medio ambiente para la gestión y valorización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (FORM). A nivel industrial, el compostaje de la FORM se ha estudiado ampliamente y el número de instalaciones de tratamiento ha ido creciendo en los últimos años. Aunque menos estudiado, el autocompostaje doméstico o casero también se ha propuesto como una alternativa o forma complementaria para gestionar la FORM producida en los hogares.

Recientemente, el compostaje industrial y el doméstico se han estudiado y comparado en base a su impacto ambiental, sobre todo el consumo de energía y las cargas ambientales (Colón y col., 2012; Martínez-Blanco y col., 2011). Teniendo en cuenta los aspectos medioambientales, el compostaje doméstico presenta algunos beneficios potenciales como la no necesidad de recogida y transporte de residuos. Sin embargo, el compostaje doméstico de la FORM también presenta algunos problemas ambientales, principalmente debido a la ausencia de sistemas de tratamiento de los gases generados. En cualquier caso, los compost producidos tanto de forma industrial como casera deben ser productos de calidad para garantizar todos los beneficios de su aplicación, ya que de lo contrario su uso podría tener un impacto ambiental negativo.

La calidad de un compost puede definirse de dos formas principales: mediante sus propiedades fisicoquímicas, que comprenden un extenso número de parámetros y, por otro lado, mediante un parámetro que haga referencia a su estabilidad una vez aplicado al suelo. La medida de la estabilidad suele ser determinada mediante índices respirométricos, entre

los cuales el más popular es el índice respirométrico dinámico (IRD), que mide el consumo de oxígeno de un compost en un tiempo determinado y que, por tanto, puede considerarse equivalente a la actividad biológica del material y que condiciona su comportamiento agro-nómico. Valores típicos del IRD para la FORM se sitúan entre 4 y 7 g O₂ kg⁻¹ MO h⁻¹ mientras que en un compost correctamente estabilizado estos valores se sitúan alrededor de 0.5-1, en las mismas unidades (Barrena y col., 2006).

El objetivo de este estudio es comparar la calidad del compost de FORM de un gran número de muestras de compost procedentes de autocompostaje doméstico (27) y compostaje industrial (25). Para ello, se han evaluado las propiedades fisicoquímicas, el contenido en metales pesados, nutrientes y estabilidad biológica utilizando una medida de velocidad de consumo de oxígeno (IRD) y el consumo acumulado en 4 días (AT₄). Los resultados de este estudio pueden consultarse en mayor detalle en la publicación: Barrena, R., Font, X. Gabarell, X., Sánchez, A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manage.* 34, 1109-1116.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la comparación se han utilizado 27 muestras de compost procedentes de compostadores domésticos ubicados tanto en casas particulares como en colegios públicos y en comedores de empresas. Las 25 muestras de compost industrial utilizadas proceden de plantas de compostaje que tratan exclusivamente la fracción orgánica recogida selectivamente mediante diferentes tecnologías de compostaje tanto pilas volteadas como sistemas confinados. Para enriquecer la discusión, se han incorporado valores de producto final (bioestabilizado) de la fracción resto tratada en instalaciones de tratamiento mecánico biológico (TMB) y compost de lodo de EDAR.

Los parámetros estudiados se han analizado mediante protocolos estándares (TMECC, 2001). Los metales pesados y nutrientes de los compost se han analizado por medio de un laboratorio externo acreditado (Applus Agroambiental SA, Lleida, España).

Las diferencias entre los diferentes compost se han determinado mediante un análisis de la variancia, ANOVA y Kruskal-Wallis, según los requerimientos del análisis.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presenta los resultados del estudio comparativo entre muestras de compost doméstico y compost industrial.

De forma general se puede concluir que ambos compost, doméstico e industrial, no presentan diferencias significativas por lo que respecta a parámetros generales como el contenido en nutrientes o materia orgánica. Sí se observan diferencias significativas en el contenido de algunos metales, que son mayores en el compost industrial que en el compost casero. Los niveles de Cu, Ni y Zn sitúan en la categoría de Clase B en el compost industrial, según la regulación española (Real Decreto 506/2013), mientras que el compost casero es mayoritariamente de Clase A (el límite para el Zn es de 200 mg kg⁻¹, base seca). También existen diferencias en otros parámetros operacionales como la humedad, siendo más baja en el compost industrial, y más dependientes de la materia prima, como la conductividad. Otro punto importante donde hay diferencias significativas es en la estabilidad del compost final, medida como IRD y AT₄, presentando valores más elevados de IRD los compost industriales. En la Figura 1 se muestra un diagrama de caja para el IRD (a) y para el AT₄ (b) del compost doméstico. Para ampliar la discusión se han introducido valores de estabilidad para el producto final de MBT (bioestabilizado) y el compost de lodo de EDAR.

Tabla 1. Caracterización de los compost analizados.

Propiedad	Compost doméstico (27 muestras)	Compost industrial (25 muestras)
Humedad (% , base húmeda)	44 ± 15 a	31 ± 9 b
pH (extracto 1:5)	7,7 ± 0,5 a	7,9 ± 0,7 a
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹) (extracto 1:5)	3,9 ± 2,9 b	7,2 ± 3,6 a
Materia orgánica total (% , base seca)	57 ± 18 a	52 ± 12 a
NTK (% , base seca)	2,2 ± 0,9 a	2,6 ± 0,8 a
P (% , base seca)	0,8 ± 0,4 a	1,0 ± 0,4 a
K (% , base seca)	1,4 ± 0,9 a	1,5 ± 0,6 a
C/N	16,0 ± 7,4 a	11,0 ± 2,9 b
Cd (mg kg ⁻¹ , base seca)	0,3 ± 0,2 a	0,4 ± 0,2 a
Cr (mg kg ⁻¹ , base seca)	19,3 ± 11,0 b	39,3 ± 39,6 a
Cu (mg kg ⁻¹ , base seca)	53,1 ± 37,9 b	83,5 ± 35,8 a
Hg (mg kg ⁻¹ , base seca)	0,1 ± 0,2 a	0,1 ± 0,1 a
Ni (mg kg ⁻¹ , base seca)	11,3 ± 5,5 b	31,6 ± 42,1 a
Pb (mg kg ⁻¹ , base seca)	24,2 ± 17,3 b	37,0 ± 18,9 a
Zn (mg kg ⁻¹ , base seca)	204 ± 127 b	250 ± 125 a
IRD (g O ₂ kg ⁻¹ materia orgánica h ⁻¹)	0,27 ± 0,16 b	1,51 ± 0,84 a
AT ₄ (g O ₂ kg ⁻¹ materia orgánica)	8,4 ± 8,3 b	113,5 ± 72,3 a

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas.

Como se puede observar en la Figura 1 (a) el compost casero presenta un nivel de estabilidad más elevado que el compost industrial. Es interesante ver los elevados valores de IRD que presenta el material bioestabilizado. Aunque el objetivo de la plantas de MBT no es obtener un producto de calidad, un mínimo de estabilidad debería ser alcanzado para evitar impactos cuando estos materiales se utilicen. A parte del compost casero, el compost de lodo de EDAR es el que presenta valores de IRD más bajos. Es importante destacar la diferente naturaleza de estos materiales, y su variabilidad sobre todo en función de si existe un tratamiento previo por digestión anaerobia. En este caso, es necesario analizar la reducción de IRD o AT₄ para conocer la eficiencia del tratamiento utilizado. Los valores de AT₄ (Figura 1 (b)) están en la línea de los observados con el IRD a excepción del compost de lodo. En este caso, los valores de AT₄ están concentrados en un estrecho margen mientras la variabilidad es más elevada para el IRD. La diferencia en la distribución del diagrama de caja se puede explicar por el tipo de información que aporta cada parámetro. Así, mientras el AT₄ cuantifica el contenido de materia orgánica biodegradable, el IRD es una medida del grado de biodegradabilidad, pudiendo ser alto, moderado o bajo (Ponsá y col., 2010). Ambos parámetros se correlacionan para materiales estables y cuando el origen es similar. Para diferentes tipos de residuos y cuando el potencial de biodegradabilidad es alto, la ratio entre ambos parámetros puede ser variable y ser necesarios análisis más largos (Puyuelo y col., 2011).

El estudio en detalle del sistema de tratamiento utilizado, muestra que el compost industrial depende de la tecnología utilizada para el proceso de compostaje (Barrena y col., 2014). En este sentido es imprescindible un control adecuado de proceso, respetando los tiempos de proceso y asegurando las condiciones para que se pueda desarrollar el proceso biológico. Este punto es de gran interés a la hora de decidir las tecnologías de compostaje, que actualmente se seleccionan en base a su coste, capacidad y robustez, pero que también deberían considerar otros aspectos relacionados con el manejo y el tiempo necesario para conseguir un buen nivel de estabilización de la materia orgánica (Colón y col., 2012). También es importante tener en cuenta que la materia prima de entrada en las plantas presenta una

importante variabilidad. Esta variabilidad puede implicar la necesidad de ajustar tiempos de proceso y otros aspectos en función del material de entrada para alcanzar el mismo grado de estabilidad en todos los compost finales. En este sentido, una tecnología fácilmente adaptable facilitaría alcanzar este propósito.

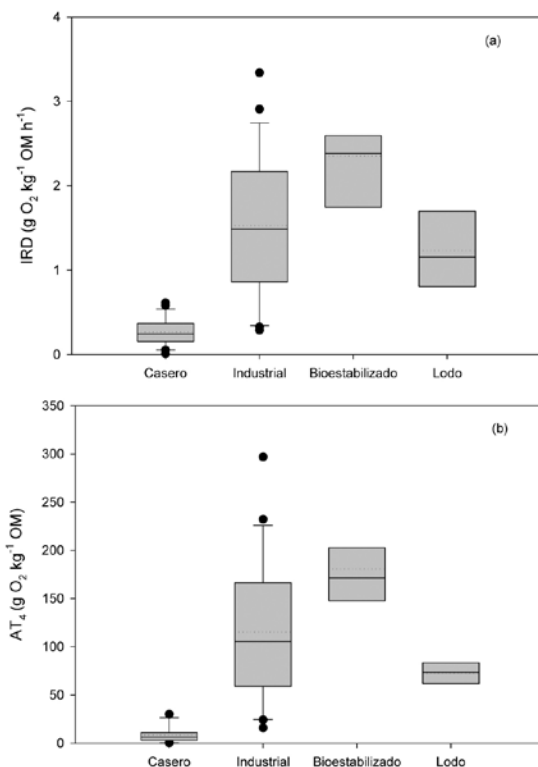


Figura 1. Diagramas de caja para IRD (a) y AT₄ (b) de compost casero, compost industrial, bioestabilizado y compost de lodo de EDAR. La línea discontinua en el diagrama de caja indica el valor promedio del parámetro.

4. CONCLUSIONES

La comparación entre compost de FORM producido industrialmente y de forma casera muestra características similares entre ambos, siendo la estabilidad un punto clave a mejorar en las instalaciones industriales donde las tecnologías disponibles han de permitir alcanzar niveles adecuados. Por otro lado el compost casero puede considerarse una opción muy atractiva para el tratamiento de la FORM, ya que evita impactos en cuanto a transporte de residuos, y su calidad es excelente. Sin embargo se ha de tener presente que existen ciertos inconvenientes como la dificultad de generalizar una técnica como el compostaje casero y el hecho de tratarse de un sistema con las emisiones no controladas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Barrena R., Vázquez F., Sánchez A., 2006. The Use of Respiration Indices in the Composting Process: A Review. *Waste Manage. Res.* 24, 37-47.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X., Sánchez A., 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Manage.* 34, 1109-1116.

- Colón J., Martínez-Blanco J., Gabarrell X., Artola A., Sánchez A., Rieradevall J., Font X., 2010. Environmental assessment of home composting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 893-904.
- 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.
- Martínez-Blanco J., Colón J., Gabarrell X., Font X., Sánchez A., Artola A., Rieradevall J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manage.* 30, 983-994.
- Ponsá S., Gea T., Sánchez A., 2010. Different indices to express biodegradability in organic solid wastes. *J. Environ. Qual.* 39, 706-712.
- Puyuelo B., Ponsá S., Gea T., Sánchez A., 2011. Determining C/N ratios for typical organic waste using biodegradable fractions. *Chemosphere* 85, 653-659.
- The U.S. Department of Agriculture and The U.S. Composting Council, 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC). Edaphos Int, Houston, TX.

Agradecimientos: El estudio se ha realizado gracias a la financiación recibida por el Ministerio de Economía y Competitividad (Project CTM2012-33663) y por la Unión Europea (Ecotech Sudoe project, Ref. ECOTECH-SUDOE SOE2/P1/E377).

SECCIÓN 4:
**Aspectos metodológicos: procesos de
transformación y valorización de los residuos
orgánicos**

ESTABILIZACIÓN AEROBIA DE RESIDUOS ORGÁNICOS: SEGUIMIENTO E IMPACTO OLOROSO

M.C. Gutiérrez*, A. Gil, M.A. Martín, A.F. Chica

Universidad de Córdoba-Departamento de Ingeniería Química. Campus universitario de Rabanales.
Carretera N-IV, km 396, edificio Marie Curie (C3), 14071 Córdoba (España).

*E-mail: a12gumam@uco.es

Resumen: Las emisiones de olor generadas durante el compostaje de la Fracción Orgánica de Residuos Urbanos (FORSU) se han evaluado mediante olfatometría dinámica. Su impacto oloroso sobre zonas urbanas colindantes ha sido estimado mediante un modelo de dispersión. La validez de la olfatometría dinámica como técnica de seguimiento del compostaje, se ha evaluado comparando la concentración de olor (ou_e/m^3) con variables respirométricas (Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO, $mg\ O_2\ g\ SV^{-1}\cdot h^{-1}$) y Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO, $mg\ O_2\ g\ SV^{-1}$) y variables físico-químicas usuales en el seguimiento del proceso. La estimación de la concentración de inmisión de olor se ha realizado mediante la expresión: $Q(x,y,0)=(OER/(\pi\cdot u\cdot\sigma_y\cdot\sigma_z))\exp(-0,5(y/\sigma_y)^2)\exp(-0,5(H/\sigma_z)^2)$, donde OER es el caudal de emisión promedio (ou_e/s), u la velocidad del viento (m/s) en la zona geográfica evaluada y σ_y y σ_z los coeficientes de dispersión (m), calculados acorde a Pasquill (De Nevers, 1997). Además se han considerado la temperatura de emisión de olor, la temperatura ambiente, así como, la altura del foco emisor respecto a la zona afectada y la sobre elevación del penacho. Se encontró una correlación exponencial ($y=y_0+a\cdot e^{bx}$) de la concentración de olor con las variables respirométricas (VECO, CAO) y la relación C/N en sus formas biodegradables, siendo r^2 igual a 0,995; 0,998 y 0,958, respectivamente. Bajo las condiciones atmosféricas predominantes (tipo C y D) y cuando el viento sopla en la dirección evaluada, no se determinó impacto oloroso sobre la zona urbana más cercana (5,5 km), siendo muy influyente en la dispersión de olor la situación elevada de la planta.

Palabras clave: olfatometría dinámica; concentración de olor; compostaje; estabilidad; inmisión de olor.

1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos orgánicos puede ser un problema considerable si no son tratados adecuadamente. Una opción es su tratamiento y reciclado mediante el proceso de compostaje. Sin embargo, asociada al compostaje se produce la emisión de compuestos por la biodegradación aerobia de la materia orgánica. Algunos de ellos emiten olor, generando molestias a la población (Pagans y col., 2006) y otros pueden ser tóxicos para el ser humano (Caro y Gallego, 2009).

El mayor porcentaje de las emisiones olorosas asociadas al proceso de compostaje, puede evitarse con el uso de estructuras cerradas, como túneles o trincheras. A pesar de sus ventajas, el coste inicial de su infraestructura hace que siga predominando el compostaje en pilas.

Numerosos estudios evalúan las emisiones de olor generadas en este tipo de procesos y su impacto oloroso sobre poblaciones cercanas, mediante el uso de la olfatometría dinámica y la posterior aplicación de modelos de dispersión (Chemel y col., 2012).

Este estudio evalúa las emisiones de olor generadas durante el compostaje en pilas de la fracción orgánica de sólidos urbanos (FORSU) mediante olfatometría dinámica. Con objeto de demostrar la validez de dichas emisiones como variable de seguimiento del proceso; se realiza un estudio comparativo de la concentración de olor (ou_e/m^3) con variables físicoquímicas y respirométricas habituales en el seguimiento. Finalmente, se evalúa su impacto oloroso sobre la población más cercana (5,5 km), mediante la aplicación de un modelo de dispersión.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha realizado un seguimiento del proceso de compostaje en pilas llevado a cabo en la empresa Saneamientos de Córdoba, S.A. Se han evaluado tres pilas de compostaje de igual composición (FORSU) en días consecutivos a diferentes estadíos del proceso (Tabla 1), con objeto de correlacionar los resultados.

Tabla 1. Seguimiento de cada pila de compostaje

Tiempo de muestreo (días)	0	15	24	48	81	112	136	169	189	212	239
Pila 1											
Pila 2											
Pila 3											

2.1. Análisis físico-químicos

Las variables físico-químicas analizadas en la fracción sólida tomada de cada pila de compostaje fueron: humedad (%), materia orgánica (MO %), carbono orgánico oxidable (COX %), nitrógeno (como N-Kjeldahl %), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+ %) y fósforo ($\text{P-P}_2\text{O}_5$ %). En el extracto acuoso (1:25 p/p muestra sólida-agua) se analizaron carbono orgánico total (C_{COT} %), pH y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) (US Department of Agriculture and US Composting Council, 2002). Todas las variables se determinaron por triplicado.

2.2. Análisis de la actividad biológica

La actividad biológica de los materiales que componen la pila se determinó mediante respirometría en fase líquida con el uso de un respirómetro (Publicación No. ES2283171 A1, 16 de octubre 2007). Las variables determinadas fueron velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO, $\text{mg O}_2/\text{g SV}\cdot\text{h}$) y consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas (CAO_{20} , $\text{mg O}_2/\text{g SV}$).

2.3. Toma de muestras de olor

La toma de muestras gaseosas se ha realizado con el uso de un muestreador de acero inoxidable, cuya superficie se encuentra dividida en conductos (sección = $0,0167 \text{ m}^2$), por el cual se hace circular aire ($0,1125 \text{ m/s}$) forzado por un ventilador. El número de Reynolds muestra que el aire fluye con un régimen laminar ($\text{Re} < 2000$). El caudal de aire, considerando la velocidad del aire y la sección, fue de $1,9 \cdot 10^{-3} \text{ Nm}^3/\text{s}$. El aire, tras el contacto con el material oloroso (durante unos 5 min), se recogió en bolsas de Nalophan™ (8 L).

2.4. Análisis sensorial

La olfatometría dinámica es el método sensorial utilizado para determinar la concentración de olor de una muestra gaseosa en términos de unidades de olor europeas por metro cúbico ($\text{ou}_\text{E}/\text{m}^3$) acorde a la norma EN 13725 (2003). Se ha utilizado un olfatómetro modelo T08 basado en el método “Si/No”, fabricado por Odournet GmbH.

2.5. Determinación de la inmisión de olor: modelo de dispersión

Para determinar las inmisiones de olor generadas durante el proceso de compostaje en pilas, es necesario calcular el caudal medio de emisión de olor (OER) durante el proceso. Se ha considerado que la planta alberga 15 pilas de FORSU con una superficie aproximada de emisión de 250 m^2 . El proceso de compostaje se evaluó durante 239 días, siendo la concen-

tracción de olor media emitida 1500 ou_E/m³.

La figura 1 muestra las diferentes ecuaciones utilizadas para el cálculo de las emisiones e inmisiones de olor.

$OER = SOER \cdot A \cdot N = \frac{Q_{aire} \cdot ou}{As} \cdot A \cdot N \quad (1)$	SOER caudal de emisión específico (ou_E·s⁻¹·m⁻²) A área de emisión (m²) N número de pilas Q_{aire} flujo de aire que circula por el muestreador (Nm³ s⁻¹) ou concentración de olor media del proceso (ou/m³) As área del muestreador (m²)
$C(x, y, 0) = \frac{OER}{\pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-0.5 \frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) \cdot \exp\left(-0.5 \frac{H^2}{\sigma_z^2}\right) \quad (2)$	OER máximo caudal de emisión (ou_E/time) u velocidad del viento máxima y mínima en la zona geográfica (4,1 y 2,1 m/s, respectivamente) σ_y y σ_z coeficientes de dispersión de Pasquill (m) H altura efectiva calculada como la suma de la altura del foco emisor y sobreelevación del penacho (m)
$\Delta H = \frac{1.6 \cdot F^{0.333} \cdot x_f^{0.333}}{u} \quad (3)$	F factor de flotabilidad (m⁴/s³) x_f distancia hasta que la se observa la curvatura del penacho (m) u velocidad del viento (m/s)
$F = \frac{g \cdot OER \cdot (T_s - T_a)}{\pi \cdot T_a} \quad (4)$	T_a temperatura ambiente (°C) T_s temperatura del foco emisor (°C)
$x_f = 2.16 \cdot F^{0.4} \cdot H_c^{0.6} \quad (5)$	H_c altura virtual del foco emisor (m)

Figura 1. Ecuaciones para el cálculo de las emisiones e inmisiones de olor

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para esta materia prima, las mayores emisiones de olor se producen en torno a las 2-3 semanas del proceso, correspondientes con la etapa hidrolítica de mayor actividad biológica y degradación de materia orgánica.

La determinación de las variables fisicoquímicas al inicio y final del proceso mostró que las variables C_{COT}, relación C_{COT}/N_{NH₄⁺ y las variables respirométricas (VECO, CAO₂₀) decrecieron significativamente y de forma muy similar a la concentración de olor durante el proceso de compostaje.}

Se ha observado que las emisiones de olor dependen del pH de la pila de compost, siendo muy superiores cuando el pH fue ácido.

Se encontraron relaciones significativas ($y = y_0 + a \cdot e^{bx}$) entre la concentración de olor y las variables (x): VECO, CAO₂₀ y relación C_{TOC}/N_{NH₄⁺ cuyo valor de r² fue 0,995; 0,998 y 0,958, respectivamente. Dichas relaciones demuestran que algunas técnicas analíticas, más complejas, pueden ser sustituidas por la olfatometría dinámica para el seguimiento del proceso de compostaje.}

Con la materia prima (FORSU) y las condiciones del compostaje evaluadas, se han realizado simulaciones de la dispersión del caudal de olor producido (10.900 ou/s), observándose que bajo condiciones de temperatura ambiente frías (10 °C, invierno) y teniendo en cuenta la temperatura de emisión del olor (50 °C) la dispersión del olor es mayor que a temperatura ambiente más templada, impactando sobre el terreno una concentración muy inferior a la establecida por la normativa (anteproyecto de ley contra la contaminación odorífera de Cataluña, 2005). Al aumentar la temperatura ambiente a 25 °C la dispersión es menos favorable aunque siguen sin alcanzarse concentraciones problemáticas para la zona urbanizable más cercana.

En la zona evaluada, las condiciones ambientales (clasificación de Pasquill) predominantes son tipo C y D, encontrándose que la dispersión de los compuestos olorosos no se ve afectada significativamente por esta variable. Al evaluar la velocidad del viento, la cual oscila entre 2,1 y 4,1 m/s, la dispersión, como cabía esperar, se encontró ligeramente superior al

aumentar la velocidad del viento.

En la figura 2, se encuentran representados los valores de concentración de olor en el área geográfica circundante al foco emisor (planta de compostaje) para demostrar que en ningún momento se rebasan los valores límites establecidos.

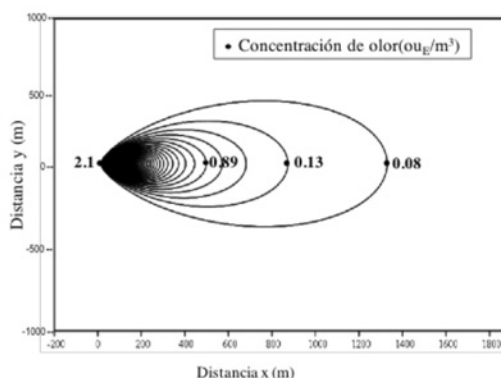


Figura 2. Concentraciones de inmisión: condiciones D, velocidad del viento 4,1 m/s, temperatura 25 °C, Hc=5 m y ΔH=28 m

4. CONCLUSIONES

La estrecha relación entre el olor y variables tradicionales como la relación $C_{\text{COT}}/\text{N-NH}_4^+$ y las variables respirométricas VECO y CAO_{20} queda demostrada con las correlaciones obtenidas. Los resultados de este estudio muestran que la olfatometría dinámica es factible, fácil y adecuada para el seguimiento del proceso de compostaje.

La cuantificación de la emisión y las posteriores simulaciones de dispersión permitieron demostrar que en las condiciones ambientales predominantes no se supera la concentración de olor límite (3 ou_e/m³) para esta actividad, en la zona poblada más cercana (5,5 km). La velocidad del viento y la temperatura ambiente son variables muy influyentes en la dispersión del olor por afectar a la sobre elevación de los compuestos olorosos sobre el foco emisor.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Borrador del anteproyecto de ley contra la contaminación odorífera, Cataluña, 2005.
- EN 13725, 2003. Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry. Comité Européen de Normalisation, Brussels.
- Caro J., Gallego. M., 2009. Environmental and biological monitoring of volatile organic compounds in the workplace. *Chemosphere* 77, 426-433.
- Chemel C., Riesenmey C., Batton-Hubert M., Vaillant H, 2012. Odour-impact assessment around a landfill site from weather-type classification, complaint inventory and numerical simulation. *J. Environ. Manage.* 93, 85-94.
- De Nevers N., 1997. Ingeniería y control de la contaminación del aire. México: Mc Graw-Hill Interamericana Editores S.A. Vol. 6.
- Pagans E., Font X., Sánchez A., 2006. Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes. Abatement by biofiltration. *J. Hazard. Mat.* 131, 179-186.
- Publication No. ES2283171 A1, 2007. Grupo de investigación RNM-271 Ingeniería química. Universidad de Córdoba. Patente de un Respirómetro automatizado en Fase Líquida; P2004-02908.

Agradecimientos: Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación recibida a través de los proyectos CTM2008-02714 y CTM2011-26350.

TEST DE AUTOCALENTAMIENTO EN DISTINTOS TIPOS DE COMPOST

Marga López*, Oscar Huerta-Pujol, Xavier Martínez-Farré, Laura Condes, Jordi Valero, Montserrat Soliva

Universitat Politècnica de Catalunya

**E-mail: marga.lopez@upc.edu*

Resumen: El test de autocalentamiento (TA) es una metodología sencilla para evaluar la estabilidad del compost que puede ser realizada en la propia instalación de compostaje y precisa poco utillaje. Sin embargo, su ejecución precisa experiencia para ajustar las características adecuadas al desarrollo de la prueba. El TA se ha utilizado ampliamente y su metodología está descrita en la norma UNE-EN 16087-2, dentro de las pruebas de determinación de actividad biológica aerobia. En el presente trabajo se ha estudiado el test de autocalentamiento considerando aspectos sobre la preparación de la muestra y se ha aplicado a muestras de compost de fracción orgánica de residuo municipal recogida en origen (FORM) y seleccionada mecánicamente en planta (FO-RSU) y de lodos de depuradora. Los resultados comparan la estabilidad para los materiales analizados, evalúan los efectos de la preparación de la muestra y analizan la idoneidad de la metodología para los materiales ensayados.

Palabras clave: grado de estabilidad, madurez, materia orgánica.

1. INTRODUCCIÓN

La medida de la estabilidad y de la madurez del compost se apoya en múltiples metodologías cuya complejidad a la hora de ejecutar los métodos, preparación de la muestra, la interpretación de los resultados y la adecuación a los materiales en los que se aplica puede ser muy amplia. El Test de Autocalentamiento (TA) constituye un método útil para estimar la estabilidad del compost de manera sencilla y que además puede ser realizado en las mismas plantas de compostaje sin necesidad de un laboratorio de alta tecnología. Consiste en acondicionar una muestra en cuanto humedad y tamaño de partícula para favorecer la posible actividad microbiológica y captarla como incremento de temperatura, por lo que el material se introduce dentro de un vaso aislante (Dewar) y se mide el incremento de temperatura generado. Los inicios del método se remontan a los años 80, cuando Jourdan (1982) lo puso a punto. Desde entonces, se ha ido desarrollando hasta la publicación del correspondiente European Standard EN-16087-2. Según esta norma, los aspectos considerados en la determinación son el tamizado para uniformizar el tamaño de partícula, la adecuación de la humedad según el test del puño, el tamaño del vaso Dewar y la posición de la sonda de temperatura. Pese a la facilidad en la ejecución, presenta algunos aspectos que pueden resultar subjetivos como es la cantidad de agua aplicada, que se basa en la percepción del analista. Tampoco tiene en cuenta otras características del material. Este trabajo estudia los efectos de algunas características que pueden afectar el resultado como son la humedad de preparación y la granulometría del material y compara los resultados para TA y otros parámetros generales y relacionados con la estabilidad de tres grupos de muestras de compost.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales

Para realizar el estudio se ha contado con tres grupos de muestras:

- CFORM: compost de fracción orgánica de recogida selectiva y de restos de poda triturada.

- CRSU: compost de fracción orgánica separada mecánicamente procedente de la recogida en masa de residuos municipales sin mezcla con restos de poda.
- CLODO: compost de lodo de depuradora urbana.

2.2. Caracterización general de las muestras

La toma de muestras y la caracterización general se ha llevado a cabo de acuerdo con Huerta y col. (2010). Las muestras tomadas, una vez en el laboratorio, fueron homogeneizadas y separadas en dos partes para realizar las determinaciones sobre muestra seca y sobre muestra húmeda.

La Tabla 1 recoge las metodologías realizadas para caracterizar los materiales. Cada determinación se realizó como mínimo por duplicado.

Tabla 1. Métodos para la caracterización de muestras.

Parámetro	Medio	Metodología	
% H - % MS	Muestra húmeda	Gravimetría indirecta	Secado en estufa 105 °C hasta peso constante
pH	Muestra húmeda	pHmetría	Extracto acuoso 1:5 p:v
CE	Muestra húmeda	Conductimetría	Extracto acuoso 1:5 p:v
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Muestra húmeda	Potenciometría	Extracto acuoso 1:5 p:v Cuantificación con electrodo selectivo de amoníaco
Materia orgánica total (MOT)	Muestra seca y triturada	Gravimetría indirecta	Calcinación 560 °C 3 h
N orgánico	Muestra seca y triturada	Digestión Kjeldahl	Digestión Kjeldahl y cuantificación con electrodo selectivo de amoníaco
Grado de estabilidad (GE)	Muestra seca y triturada	Hidrólisis sulfúrica	Doble hidrólisis ácida y gravimetría por calcinación (López y col., 2010)

2.3. Test de autocalentamiento

La metodología seguida responde a la expuesta en Huerta y col. (2010). El método utilizado está basado en el procedimiento 05.08-D Dewar Self-Heating Test del TMECC (2002), aunque con pequeñas variaciones. La clasificación de las muestras se realiza en base al incremento máximo de temperatura alcanzado por las muestras (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de la estabilidad del compost para el Test de Autocalentamiento (TMECC, 2002).

Clase	V	IV	III	II	I
Δt neta (°C)	< 10	10-20	20-30	30-40	>40
Clasificación	Compost acabado	Compost acabado	Compost activo	Compost activo	Compost fresco
Descriptor	Muy estable, bien madurado	Moderadamente estable, en maduración	Material en descomposición. Compost activo	Compost inmaduro, joven o muy activo	Fresco, crudo, mezcla reciente
Objetivo	Sustratos, semillero	Jardinería general. Cultivo en invernadero	Viña, frutales	Cultivos extensivos. Semillero de invernadero	Compost fresco, cultivo de champiñón.

Las muestras se dejaron a temperatura ambiente durante 24 h y se tamizaron a 10 mm antes de realizar la determinación. A continuación se añadió agua hasta alcanzar el valor

deseado, se homogeneizaron y se introdujeron en vasos Dewar de 1,5 L. La temperatura se registró con sondas data-logger durante 7-9 días. Se realizaron dos repeticiones por muestra. Se determinó la humedad de la muestra una vez humectada. El valor de la temperatura máxima, indicador de la clase se transformó a valor numérico de 0 a 5 y con 2 decimales, en vez de utilizar los valores de clase en números romanos con objeto de facilitar el tratamiento de datos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Efectos del tamaño de partícula de la muestra sobre el test de autocalentamiento

La metodología realizada así como la descrita en la norma UNE-EN 16087-2 indican que la muestra debe ser tamizada a 10 mm, que suele ser la criba habitual de afino en las instalaciones de tratamiento y así es como se ha realizado en estas pruebas.

No obstante, se ha estudiado también los efectos sobre muestras tamizadas a 5 mm y a 15 mm, que son otras cribas que se pueden utilizar para obtener productos comerciales específicos. En las muestras analizadas se observó que con un tamaño de criba mayor (15 mm), no se alcanzaban temperaturas máximas tan elevadas como en las partículas finas (5 mm), pero se mantenían por más tiempo, lo que daría lugar a un área bajo la curva mayor. Teniendo en cuenta que según la demanda puede haber instalaciones con tamaños de partícula de producto distinto, uniformizar el cribado a 10 mm que indica la norma podría provocar la pérdida información y no ajustarse a la realidad del producto que se va a comercializar.

3.2. Efectos del contenido en agua de la muestra sobre el test de autocalentamiento

La metodología UNE propone efectuar la humectación de la muestra a través de la prueba del puño, para lo que es necesario tener experiencia ya que la percepción de cada analista puede llegar a variar considerablemente. La Figura 1 presenta las curvas de temperatura durante el TA de dos muestras de CFORM donde se forzó el contenido de humedad a distintos valores, desde 30 % hasta 60 %. Los valores de temperatura más elevados indican un elevado contenido en materia orgánica degradable. En ambos casos se observa que la repetición realizada a 60 % de humedad es la que genera un menor incremento de temperatura, de manera que en la muestra A se obtiene una clase V (incremento < 10 °C) pero en la muestra B, pese a presentar la humedad más baja, alcanza casi 30 °C de incremento, que sería una clase III. La causa se puede atribuir al exceso de agua y creación de hipoxia/anoxia en la muestra A. En el caso de la muestra B, se observa una mayor tolerancia a la presencia de agua. En las dos muestras, la repetición que da una mayor temperatura es la que se ha realizado al 40 % de humedad, y en el caso de la muestra A, la repetición al 30 % da un valor máximo muy próximo. Los resultados indican que si no se aplica el contenido en humedad adecuado se pueden obtener valores muy variables y que otros aspectos además de la cantidad de agua añadida, influyen en la respuesta del test.

También se puede observar que, dependiendo de la muestra, los valores intermedios presentan órdenes distintos, y por ejemplo se alternan los resultados para las repeticiones del 45 % y del 50 % de humedad.

3.3. Características generales y relación del test de autocalentamiento con otros parámetros

La Tabla 3 presenta los resultados de diferentes parámetros para los 3 grupos de muestras analizados. El contenido en humedad resulta relativamente bajo, especialmente en los grupos CFORM y CRSU; el nitrógeno amoniacal, como cabe esperar es más elevado en las

muestras de CLODO, sin embargo, el nitrógeno orgánico presenta un contenido comparable entre CLODO y CFORM y más bajo en CRSU. Inversamente sucede en la relación C/N, donde el grupo CRSU presenta valores más elevados.

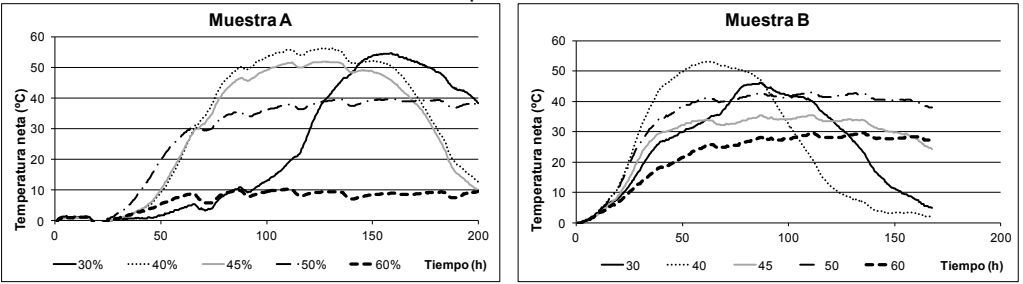


Figura 1. Variación de temperatura en dos de CFORM muestras distintas dependiendo de la humedad de la prueba.

Para la evaluación de la estabilidad se han aplicado los métodos específicos de GE y TA. Los resultados de GE son en general bajos para los tres grupos, ya que ninguno alcanza el 50 %, pero cabe destacar el valor inferior de las muestras de CRSU. El valor de TA se expresa mediante un valor numérico con decimales para favorecer un tratamiento estadístico con mayor precisión. Los resultados obtenidos mediante este test permiten separar claramente los tres grupos, dando una mayor clase en CLODOS, seguida de CFORM y por último CRSU. Sin embargo estos valores deben de ser interpretados junto con otros parámetros, ya que aunque el TA otorga una clase 3 al compost de lodo, otros parámetros como el GE o el contenido en nitrógeno amoniacal, indican que el material aún no ha acabado el proceso.

El bajo contenido en agua, que aunque favorece el afino final, también contribuye a impedir la adecuada finalización del proceso porque reduce la actividad microbológica; por ello, muestras que aparentemente pueden parecer acabadas se reactivan al añadir agua y producen grandes incrementos de temperatura durante el TA.

Tabla 3. Características de los tres tipos de compost analizados.

		pH	CE dS m ⁻¹	% H	mg kg ⁻¹ N-NH ₄ ⁺	% MOT	% Norg	C/N	% GE	Clase TA
	N	43	43	43	42	45	45	45	45	30
CLODO	Media	7,54b	5,43b	30,99a	2921a	52,60a	2,30a	12,18b	45,95a	3,33a
	DS	0,53	2,50	9,24	2511	9,98	0,75	2,96	6,92	1,65
	N	162	162	164	162	165	165	165	165	118
CFORM	Media	8,06a	7,76a	27,77b	1204b	55,81a	2,10a	13,65b	46,10a	2,53b
	DS	0,63	2,62	9,08	897	8,63	0,41	2,93	5,73	1,51
	N	51	51	51	50	51	51	51	51	39
CRSU	Media	7,51b	8,93a	26,51b	1910b	49,30b	1,53a	16,22a	38,71b	1,74c
	DS	0,58	1,77	9,43	1037	8,69	0,28	3,07	5,28	1,07

Todos los valores expresados sobre muestra seca excepto pH y CE (extracto acuoso 1:5 p:v) y humedad. N: número de muestras. DS: desviación estándar. La misma letra en una columna indica que no hay diferencias significativas para p<0,05 (Test de Tuckey-Krammer).

4. CONCLUSIONES

- Dar un valor numérico con decimales a la clase de TA y no sólo una clase en función de la temperatura máxima puede aportar más información y mejorar el tratamiento de datos.
- Sería adecuado realizar diversas repeticiones de una misma muestra para obtener un resultado más fiable debido a la variabilidad que se puede obtener; sin embargo, esta supondría un mayor coste económico y de tiempo a cambio de una mejor reproducibilidad.
- Pequeñas variaciones en el contenido de humedad en la determinación pueden dar variaciones grandes en la temperatura e incluso cambiar la clase.
- Las muestras de CFORM son las que presentan mejor relación entre los resultados de TA y otros parámetros que las muestras de CRSU o CLODO.
- Los resultados indican que la evaluación de la estabilidad no se debe realizar en base a un único parámetro sino en relación con otros.

5. BIBLIOGRAFÍA

- European Standard EN-16087-2, Soil Improvers for Growing Media - Determination of the Biological Activity - Part 2: Self-heating test for compost.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., 2010. *Procés de Compostatge: Caracterització de mostres*. Diputació de Barcelona. ISBN 978-84-9803-428-8. 431pp.
- Jourdan, B., 1982. Standardizing Selected Methods for Determining the Degree of Maturity Decomposition of Municipal Composts. *Abfall Wirtschaft Forschungsbericht*. Univ. Stuttgart.
- López M., Huerta-Pujol O., Martínez-Farré F.X., Soliva M., 2010. Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resour. Conserv. Recy.* 55,171-181.
- TMECC [Test Methods for the Examination of Composting and Compost]. 2002. Test Method 05.08-D. Dewar self-heating test.

IDENTIFICACIÓN DE COMUNIDADES BACTERIANAS MEDIANTE SECUENCIACIÓN MASIVA EN MEZCLA DE LODOS DE PAPELERA Y RESIDUOS VEGETALES BIOTRANSFORMADA POR VERMICOMPOSTAJE

Rogelio Nogales Vargas-Machuca^{1*}, Jennifer Solano², Juan Luis Ramos Martín², Manuel J. Fernández-Gómez²

¹ Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín. Agencia Estatal del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC),
C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada

² Bio-Iliberis Research & Development, Polígono Industrial Juncaril,
Calle Capileira 7, 18210 Granada, Spain.

*E-mail: rogelio.nogales@eez.csic.es

Resumen: Actualmente existe un escaso conocimiento sobre el efecto del vermicompostaje en las comunidades bacterianas presentes en residuos orgánicos. El estudio tuvo como objetivo comparar las comunidades bacterianas de una mezcla de lodos de papelera y residuos vegetales de invernadero al inicio y final del proceso de vermicompostaje-maduración. Para ello, se analizó la mezcla de residuos inicial y el vermicompost maduro resultante mediante secuenciación masiva de fragmentos (570 bp) del gen ADNr 16S amplificados por PCR. Además, se determinaron las propiedades químicas y fitotóxicas de la mezcla de residuos antes y después de vermicompostar. El vermicompostaje redujo la relación C/N, salinidad y fitotoxicidad, obteniéndose un producto final estable y maduro. El análisis mediante pirosecuenciación dejó patente que una considerable proporción (13-15 %) de las bacterias involucradas en el proceso no pudo ser identificada. No obstante, este análisis reveló que el vermicompostaje provocó un aumento del 32 % de las secuencias asignadas al filo Actinobacteria, que llegaron a representar en el producto final el 50 % de las secuencias analizadas. Ello sería un reflejo de la descomposición y humificación de la materia orgánica ocurrida durante el vermicompostaje. Además, el carácter aerobio del proceso y su capacidad para higienizar residuos orgánicos explicaría las reducciones del número de secuencias identificadas como bacterias de los filos Bacteroidetes, Proteobacterias y Firmicutes (22.4, 12.2 y 8.6 % respectivamente). Finalmente, la secuenciación permitió detectar la aparición en el producto final de un 9.5 % de secuencias descritas como *Streptomyces* spp.

Palabras clave: residuos orgánicos, propiedades químicas, ARNr 16S, diversidad filogenética

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, existe escasa información sobre la microbiología del vermicompostaje, permaneciendo sin clarificar como las comunidades bacterianas cambian, estructural y funcionalmente, durante este proceso aeróbico y mesófilo. El desarrollo de técnicas basadas en marcadores moleculares (ARNr 16S) o en marcadores lipídicos (FAME, PLFA) está fomentando la investigación y el conocimiento de las comunidades bacterianas presentes en él (Fernández-Gómez y col., 2010a,b, 2013) o en los productos finales obtenidos (Fernández-Gómez y col., 2012). La pirosecuenciación o secuenciación masiva 454 permite la determinación de secuencias de ADN a gran escala, aplicable a genomas completos, que ha sido escasamente utilizada para el análisis de los microorganismos implicados en procesos de compostaje y vermicompostaje (De Gannes y col., 2013; Tkachuk y col., 2014).

El estudio tuvo como objetivo comparar las comunidades bacterianas, determinadas mediante pirosecuenciación, de una mezcla de lodos de papelera y residuos vegetales de invernadero al inicio y final del vermicompostaje-maduración, analizando también los cambios químicos inducidos por el proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se desarrolló un proceso de vermicompostaje a escala piloto, de 6 meses de duración, utilizando una litera de 1 m². En ella se depositó 18 kg (peso seco) de una mezcla de lodos de papelería y residuos vegetales de invernadero en proporción 1:1 (ps:ps) que fue inoculada con $\approx$ 1000 lombrices de la especie *Eisenia fetida*. Una vez retiradas las lombrices, el producto fue madurado durante 2 meses, secado y molido. Al inicio y al final del proceso de vermicompostaje-maduración, se tomaron tres muestras independientes que se analizaron químicamente siguiendo métodos estandarizados (Goering y Van Soest, 1979; MAPA, 1986). La madurez de esas muestras orgánicas se determinó mediante el test de fitotoxicidad basado en semillas de berro descrito por Zucconi y col. (1981). El análisis estadístico de los resultados se realizó empleando el programa estadístico SPSS Windows version 13.0 (Chicago, Illinois, USA).

El contenido total en ADN de 0,25 g de cada tipo de muestra fue extraído usando con el PowerSoil™ DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories, Solana Beach, USA). Diferentes cantidades de estos extractos de ADN total, dependiendo de cada muestra particular, fueron usadas para amplificar por PCR una región de 570 bp del gen que codifica el ARNr 16S (gen ARNr 16S). Para ello, se emplearon cuatro parejas de cebadores universales BSF8 (5'-TCA-GAGTTTGATCCTGGCTCAG-3') y USR515 (5'-CACCGCCGCKGCTGGCA-3') que incluyeron además unas secuencias diferentes identificadoras para cada muestra (*barcode*). Las PCR se llevaron a cabo según las condiciones descritas en Bibby y col. (2010). Tras verificar mediante electroforesis en gel de agarosa el correcto tamaño de los fragmentos amplificados, y comprobar la ausencia de amplificaciones inespecíficas, los productos de PCR se purificaron usando el GenElute PCR Clean-Up Kit (Sigma, St. Louis, USA). Este proceso se repitió varias veces para generar un total de 300 μ L de solución de ADNr 16S amplificado. Finalmente, la concentración de las soluciones de fragmentos del ADNr 16S amplificados de cada muestra fue ajustada hasta conseguir concentraciones cercanas a 10 ng ADN/ μ L en todas las muestras. Estas soluciones de amplificados del ADNr 16S se analizaron por pirosecuenciación usando un 454 GS FLX Titanium system (454 Life Sciences, a Roche company, Branford, USA) según describieron Bibby y col. (2010).

El análisis de las secuencias determinadas por pirosecuenciación se realizó usando el programa denominado “Quantitative insights Into Microbial Ecology (QIIME)” siguiendo las indicaciones de Caporaso y col. (2010). Dentro de las opciones que permite esta herramienta informática, la identificación taxonómica de las distintas unidades taxonómicas funcionales (OTUs) se realizó mediante la base de datos de secuencias del “Ribosomal Database Project” y fue contrastada según la información de BLASTn database (blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proceso de vermicompostaje-maduración disminuyó significativamente, aunque en distintos porcentajes, el carbono orgánico total (COT, 30 %), el carbono hidrosoluble (CH, 81 %), la conductividad eléctrica (CE, 45 %), el nitrógeno kjeldahl total (N, 11 %), el potasio (K₂O, 45 %), la celulosa (77 %), la hemicelulosa (57 %), y la relación C/N (21 %) del residuo vermicompostado. En cambio, aumentó su contenido en lignina (51 %), ácidos húmicos (AH, 21 %), fósforo (P₂O₅, 38 %), y el índice de germinación de semillas de berro (IG, 40 %). Esos cambios son porcentualmente similares a los observados en otros estudios donde se vermicompostaron exitosamente una mezcla similar residuos lignocelulósicos semejantes bajo condiciones de laboratorio (Fernández-Gómez y col. 2013); y en base a ellos se puede concluir que el proceso de vermicompostaje se mostró muy eficaz para obtener una enmienda orgánica estable y madura, que a su vez cumple con la legislación actual para su uso en agricultura (BOE, 2013).

Tabla 1. Análisis de una mezcla de lodos de papelera y residuos vegetales de invernadero al inicio y final del proceso de vermicompostaje-maduración

	Inicial	Final
pH	8,6±0,2	8,9±0,3
Conductividad dS (m ⁻¹)	4±0,0*	2,2±0,0
Carbono orgánico total (g kg ⁻¹)	232±13*	163±3
Nitrógeno kjeldahl total (g kg ⁻¹)	11,9±0,5*	10,6±0,3
Carbono hidrosoluble (g kg ⁻¹)	8,9±0,1*	1,7±0,0
C/N	19,4±0,7*	15,3±0,2
Ácidos húmicos (g kg ⁻¹)	24±0,4	29±0,6*
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	5,3±0,2*	7,3±0,2
K ₂ O (g kg ⁻¹)	22±1*	12±0,6
Celulosa	82±9*	19±1
Hemicelulosa	118±47*	51±26*
Lignina	142±10*	214±14
IG %	60±3	84±4*

*indica diferencia significativa ($p < 0.05$) entre inicio y final del vermicompostaje.

El análisis mediante pirosecuenciación dejó patente que una considerable proporción (13-15 %) de las bacterias involucradas en el proceso no pudo ser identificada (Figura 1). No obstante, este análisis reveló que el proceso de vermicompostaje-maduración provocó un aumento del 32 % de las secuencias asignadas al filo Actinobacteria (actinomicetos), que llegaron a representar en el producto final el 50 % de las secuencias analizadas.

Considerando que reconocidos estudios precedentes han revelado el rol que juegan las bacterias pertenecientes a este filo en la producción de precursores de los ácidos húmicos a partir de la degradación de materiales lignocelulósicos (Trigo y Ball, 1994), el aumento en el número de secuencias identificadas como actinomicetos estaría en relación con una intensa descomposición y humificación del residuo orgánico ocurrida a causa del proceso desarrollado. Particularmente, gran parte del incremento en bacterias de este grupo fue debido a la aparición en el vermicompost final de un 9,5 % de secuencias identificadas como *Streptomyces* spp. Además de por sus capacidades como microorganismos degradadores de xenobióticos, los actinomicetos pertenecientes a este género se caracterizan por su capacidad de producción de antibióticos, moléculas con actividad bio-plaguicida o/y promotoras del crecimiento vegetal (Gopalakrishnan y col., 2012).

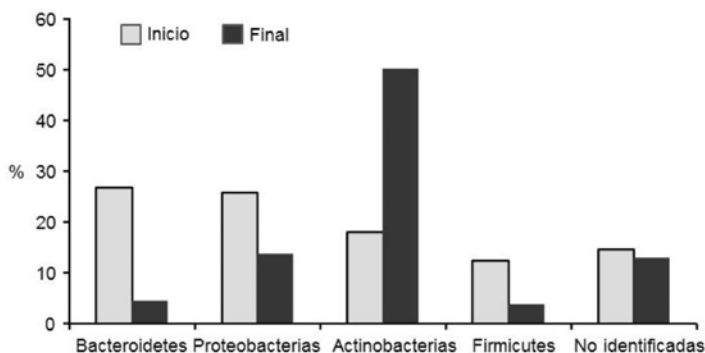


Figura 1. Porcentaje de secuencias asociadas a los filos bacterianos mayoritarios al inicio y final del proceso de vermicompostaje-maduración

Por otro lado, el carácter aerobio del proceso y su capacidad para higienizar residuos orgánicos explicaría las reducciones del número de secuencias identificadas como bacterias Bacteroidetes (22,4 %), Proteobacterias (12,2 %) y Firmicutes (8,6 %).

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la presente investigación sugieren que la aplicación de técnicas de secuenciación masiva es un método de estudio potente y prometedor que podría ayudar a entender el funcionamiento de los grupos bacterianos responsables de las transformaciones de los residuos orgánicos durante el proceso de vermicompostaje.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bibby K., Viau E., Peccia J., 2010. Pyrosequencing of the 16S rRNA gene to reveal bacterial pathogen diversity in biosolids. *Water Res.* 44, 4252-4260.
- BOE, 2013. *Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes*. BOE núm. 164 del 10 de julio de 2013.
- Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E.K., Fierer N., Peña A.G., Goodrich J.K., Gordon J.I., Huttley G.A., Kelley S.T., Knights D., Koenig J.E., Ley R.E., Lozupone C.A., McDonald D., Muegge B.D., Pirrung M., Reeder J., Sevinsky J.R., Turnbaugh P.J., Walters W.A., Widmann J., Yatsunenko T., Zaneveld J., Knight R., 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nat. Methods* 7, 335-336.
- de Gannes V., Eudoxi, G., Hickey W.J., 2013. Prokaryotic successions and diversity in composts as revealed by 454-pyrosequencing. *Bioreource Technol.* 133, 573.
- Fernández-Gómez M.J., Romero E., Nogales R., 2010a. Feasibility of vermicomposting for vegetable greenhouse waste recycling. *Bioresource Technol.* 101, 9654-9660.
- Fernández-Gómez M.J., Nogales R., Insam H., Romero E., Goberna M., 2010b. Continuous-feeding vermicomposting as a recycling management method to revalue tomato-fruit wastes from greenhouse crops. *Waste Manage.* 30, 2461-2468.
- 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.
- Fernández-Gómez M.J., Diaz-Raviña M., Romero E., Nogales R., 2013. Recycling of environmentally problematic plant wastes generated from greenhouse tomato crops through vermicomposting. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10, 697-708.
- Goering H., Van Soest, P., 1970. Forage ceber analysis (apparatus reagents procedure and some applications). *USDA Agriculture Handbook*. Washington, DC: USDA-ARS. pp. 1-12.
- Gopalakrishnan S., Humayun P., Vadlamudi S., Vijayabharathi R., Bhimineni R. K., Rupela O., 2012. Plant growth-promoting traits of Streptomyces with biocontrol potential isolated from herbal vermicompost. *Biocontrol Sci. Techn.* 22, 1199-1210.
- M.A.P.A., (1986). *Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid. 532 p.
- Tkachuk V.L., Krause D.O., Knox N.C., Hamm A.C., Zvomuya F., Ominski K.H., McAllister T.A., 2014. Targeted 16S rRNA high-throughput sequencing to characterize microbial communities during composting of livestock mortalities. *J. Appl. Microbiol.* 116, 1181-1194.
- Trigo C., Ball A. S., 1994. Is the solubilized product from the degradation of lignocellulose by actinomycetes a precursor of humic substances? *Microbiology* 140, 3145-3152.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22, 27-29.

Agradecimientos: El presente estudio ha sido financiado por la Junta de Andalucía (Fondos FEDER), Ayudas a Grupos de Investigación (AGR-138), Convocatoria 2011.

BIODIVERSIDAD BACTERIANA DURANTE EL COMPOSTAJE DE “ALPERUJO” MEDIANTE TÉCNICAS DE SECUENCIACIÓN MASIVA

Germán Tortosa*, Antonio Castellano,
David Correa-Galeote, Eulogio J. Bedmar

Departamento de Microbiología de Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ),
CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada.

*E-mail: german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: Usando técnicas de secuenciación masiva, en este trabajo se muestran los resultados preliminares de la evolución de la biodiversidad bacteriana durante el compostaje de “alperujo”, el principal subproducto de la industria extractiva del aceite de oliva en España. Para eso, se tomaron muestras para la extracción de ADN durante las fases mesófila, termófila y de maduración y se amplificó el gen 16S rRNA utilizando oligonucleótidos específicos y secuenciación mediante pirosecuenciación (tecnología 454 GS FLX Titanium, Roche). La clasificación y composición de la población bacteriana durante el compostaje reveló similitudes entre la fase mesófila y termófila, siendo la fase de maduración la que presentó una menor riqueza bacteriana motivada por una predominancia en algunas poblaciones, concretamente de las familias *Flavobacteriaceae*, *Sphingobacteriaceae* y *Planococcaceae*, y los géneros *Flavobacterium*, *Pedobacter*, *Planomicrobium*, *Sphingobacterium*, *Pseudomonas*, *Oxalicibacterium* y *Chryseobacterium*.

Palabras clave: pirosecuenciación, procariotas, ADN, gen 16S rRNA, 454 GS FLX.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es una tecnología de bajo coste, respetuosa con el medio ambiente, que revaloriza el residuo orgánico mediante su transformación en materia orgánica estabilizada rica en compuestos húmicos que se denomina compost. El compostaje es, por definición, un proceso microbiológico y se admite que es la actividad de los microorganismos la que lleva a cabo la mayoría de transformaciones de la materia orgánica que resultan en la producción de compost. Sin embargo, el conocimiento actual de las comunidades bacterias que intervienen en el proceso de compostaje es muy escaso y, de hecho, se dispone de poca información sobre los cambios que puedan ocurrir durante la formación del compost maduro. Aunque diversas técnicas moleculares (TGGE, DGGE, SSCP, T-RFLP, etc.) han tenido un papel imprescindible durante la era genómica para estudiar la biodiversidad microbiana, en la actualidad se ven relegadas por los procedimientos de nueva generación denominados, en general, NGS (Next Generation Sequencing) que permiten la lectura de miles de secuencias de ADN simultáneas.

En la actualidad, son muy pocos los trabajos que aplican esta tecnología al proceso del compostaje. El objetivo principal de este estudio fue determinar los cambios producidos en la diversidad bacteriana durante el compostaje de “alperujo”, el principal residuo de la industria del aceite de oliva en España, mediante pirosecuenciación del gen 16S rRNA usando la tecnología 454 GS FLX Titanium de Roche.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso de compostaje

Se preparó la mezcla de compostaje utilizando alperujo como componente principal y estiércol de gallina (alperujo/estiércol 1:1, v/v) como agente estructurante e inoculante bacteriano. Se elaboraron dos pilas trapezoidales de 10.000 kg cada una con la ayuda de

una máquina retroexcavadora, que también se utilizó para los volteos mecánicos. En todo momento, la humedad de las pilas se mantuvo entre el 40-60 %. Para una visión más detallada del proceso, consultar Tortosa y col. (2012).

2.2. Aislamiento de ADN. Amplificación del gen 16S rRNA y pirosecuenciación

Las muestras para el aislamiento de ADN se tomaron durante las fases mesófila (semana 1: 25-40 °C), termófila (semana 7: 50-60 °C) y de enfriamiento o maduración (semana 30: <30 °C). En cada fase se recogieron 30 submuestras localizadas a diferentes alturas y profundidades de cada pila. Con ellas se elaboraron muestras compuestas que se transportaron al laboratorio en condiciones refrigeradas y se congelaron a -80 °C hasta su procesamiento. La extracción y purificación del ADN se realizó utilizando la metodología habitual de nuestro laboratorio (Correa-Galeote y col., 2013) y el empleo del kit comercial PowerSoil®DNA Isolation de MO-BIO siguiendo las recomendaciones descritas por Neher y col. (2013) para la homogenización de las muestras y la mejora del proceso extractivo. Para amplificar el gen 16S rRNA se utilizaron los cebadores U519F y U926R (Baker y col., 2003) ligados a diferentes secuencias de 8 nucleótidos (MIDs, Multiplex Identifiers; Parameswaran y col., 2007) que permitieron la identificación de las muestras, y a unos adaptadores específicos de pirosecuenciación recomendados por el proveedor (Roche). La pirosecuenciación se llevó a cabo en el Servicio de Secuenciación de ADN de la Estación Experimental del Zaidín (EEZ) utilizando la tecnología 454 GS-FLX Titanium (Roche).

2.3. Análisis bioinformático

Las secuencias resultantes de la pirosecuenciación se manejaron empleando el programa Ribosomal Database Project (RDP) (Cole y col., 2009), así como el resto de programas y herramientas que contiene RDP (Ribosomal Data Pipeline: <http://pyro.cme.msu.edu/>). La clasificación taxonómica de las secuencias se llevó a cabo utilizando un umbral de confianza del 80 %.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestra la clasificación de las secuencias obtenidas al amplificar la región hipervariable V4-V5 del gen 16S rRNA presente en el ADN extraído al inicio del proceso, en la fase termófila y en la maduración del compost. Se realizó mediante el comando de RDP “Classifier” que permitió su clasificación en las categorías taxonómicas *phylum*, clase, orden, familia y género. El número de secuencias obtenidas (OTUs) tras el proceso de amplificación y limpieza osciló entre 4714, 3914 y 4534 para las tres fases respectivamente.

Al inicio del compostaje, las secuencias se agruparon en 18 *phyla*, de las cuales *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes* y *Actinobacteria* fueron las predominantes representando el 33,7, 28,2, 23,3 y el 10,2 % del total de las secuencias identificadas respectivamente (Figura 1). Esta distribución fue prácticamente similar durante la fase termófila, no así en el compost maduro. De los 21 *phyla* observados al terminar el compostaje, solo tres de ellos fueron los predominantes, concretamente *Bacteroidetes* (48,6 %), *Proteobacteria* (25,4 %) y *Firmicutes* (17,4 %) representando más del 90 % de las secuencias identificadas. Tanto al inicio como en la fase termófila, solo cerca de 10 familias representaron más del 2 % del total de secuencias obtenidas, siendo *Sphingobacteriaceae* (15,2 y 12,0 %), *Flavobacteriaceae* (12,5 y 9,8 %) y *Xanthomonadaceae* (6,2 y 7,9 %) las más numerosas (Figura 2). Esta distribución cambió al término del proceso, ya que solo 7 familias representaron más del 2 % de las secuencias analizadas, siendo las principales *Flavobacteriaceae* (28,6 %), *Sphingobacteriaceae* (18,3 %) y *Planococcaceae* (15,8 %), reduciéndose significativamente la familia *Xanthomonadaceae* (3,1 %).

Tabla 1. Clasificación de las secuencias obtenidas al amplificar el gen 16S rRNA durante el compostaje. Se indica el número de taxa (N), el número de secuencias (S) y el porcentaje relativo de las mismas.

	Fases del compostaje					
	Mesófila (25-40 °C)		Termófila (50-60 °C)		Maduración (<30 °C)	
	N	S	N	S	N	S
Phylum	18	4615 (97,9 %)	16	3776 (96,5 %)	21	4292 (94,7 %)
Clase	36	4444 (94,3 %)	35	3682 (94,1 %)	37	4137 (91,2 %)
Orden	57	4099 (86,9 %)	55	3387 (86,5 %)	59	3766 (83,1 %)
Familia	150	3582 (76,0 %)	139	2898 (74,0 %)	129	3481 (76,8 %)
Género	320	2426 (51,5 %)	305	2026 (51,8 %)	315	2141 (47,2 %)
Secuencias totales (OTUs)	4714 (100 %)		3914 (100 %)		4534 (100 %)	

Finalmente, en cuanto a géneros bacterianos solo cerca del 50 % del total de secuencias fueron identificadas en cada una de las tres fases del proceso (Tabla 1). Aún así, el total de géneros que representaron más del 1 % de dichas secuencias ascendió a 52 al inicio del proceso y a 51 durante la fase termófila, reduciéndose solo a 26 en el compost maduro. En las dos primeras fases, los géneros más abundantes fueron *Parapedobacter*, (6,5 %) *Sphingobacterium* (4,9 %) y *Pseudomonas* (4,8 %) al inicio, y *Parapedobacter* (5,8 %), *Streptophyta* (5,6 %) y *Planifilum* (5,4 %) en la fase termófila. En el compost maduro, los géneros más abundantes fueron *Flavobacterium* (15,8 %), *Pedobacter* (13,8 %), *Planomicrobium* (7,7 %), *Sphingobacterium* (6,3 %), *Pseudomonas* (5,9 %), *Oxalicibacterium* (4,6 %) y *Chryseobacterium* (4,5 %).

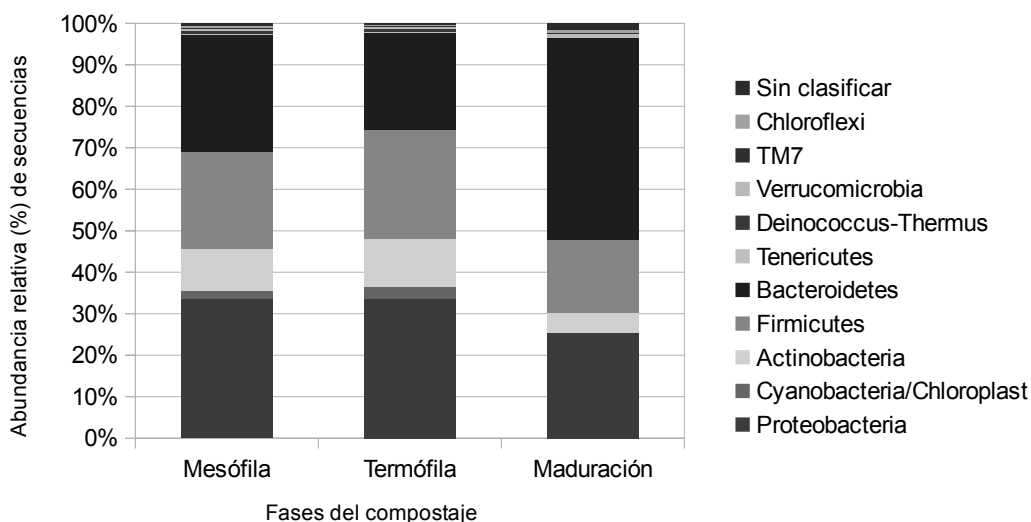


Figura 1. Principales *phyla* identificados en las fases mesófila, termófila y en la maduración del compost. Datos expresados como abundancia relativa (%) de secuencias con respecto al total identificadas en RDP. El porcentaje sin identificar fue del 0,6, 0,4 y 1,5 % para las tres fases del compostaje analizadas respectivamente.

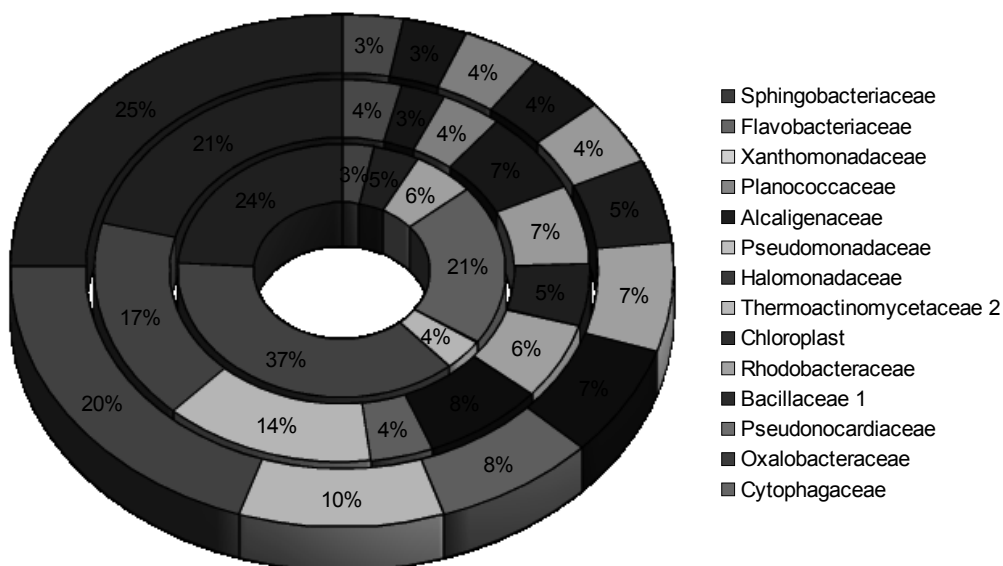


Figura 2. Principales familias identificadas en la fase mesófila, termófila y de maduración (círculos de exterior a interior respectivamente). Datos expresados como abundancia relativa (%) de secuencias con respecto al total identificadas.

4. CONCLUSIONES

En términos generales, la disminución de la actividad microbiana durante la maduración del compost produjo un descenso de la riqueza bacteriana motivada por el aumento de la abundancia relativa de algunas poblaciones concretas presentes en la pila con respecto a la etapa biooxidativa del proceso (fase mesófila y termófila).

5. BIBLIOGRAFÍA

- Baker G.C., Smith J.J., Cowan D.A., 2003. Review and re-analysis of domain-specific 16S primers. *Microbiol. Meth.* 55, 541-555.
- Correa D., Tortosa G., Bedmar E.J., 2013. Determination of denitrification genes abundance in environmental samples. *J. Metagenomics* 2. Article ID 235702. doi:10.4303/mg/235702.
- Cole J.R., Wang Q., Cardenas E., Fish J., Chai B., Farris R.J., Kulam-Syed-Mohideen A.S., McGarrell D.M., Marsh T., Garrity G.M., Tiedje J.M., 2009. The Ribosomal Database Project: improved alignments and new tools for rRNA analysis. *Nuc. Ac. Res.* 37, 141-145.
- Neher D.A., Weicht T.R., Bates S.T., Leff J.W., Fierer N., 2013. Changes in bacterial and fungal communities across compost recipes, preparation methods, and composting times. *PLoS ONE* 8, e79512.
- Parameswaran P., Jalili R., Tao L., Shokralla S., Gharizadeh B., Ronaghi M., Fire A.Z., 2007. A pyrosequencing-tailored nucleotide barcode design unveils opportunities for large-scale sample multiplexing. *Nuc. Ac. Res.* 35, e130.
- Tortosa G., Alburquerque J.A., Ait-Baddi 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.

ESTUDIO DEL EFECTO SUPRESOR DE EXTRACTOS DE COMPOST Y VERICOMPOST DE RESIDUOS DE JARDINERÍA SOBRE HONGOS FITOPATÓGENOS DE TOMATE

M. A. Gómez-Sánchez*, M. R. Morales-Corts, R. Pérez-Sánchez,
M. E. Trujillo, J. M. García-Sánchez y A. I. González-Hernández

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca.

Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007 Salamanca. España.

*E-mail: geles@usal.es

Resumen: El efecto supresor de los extractos de diversos compost aparece referenciado en un gran número de publicaciones científicas (Scheuerell y Mahaffee, 2004; Zmora-Nahum y col., 2008, Naidu y col., 2013). Parece claro que los mecanismos biológicos son fundamentales en la adquisición de esta supresividad natural, que podría ser debida a fenómenos de competencia, producción de sustancias antibióticas (Siddiqui y col., 2008), hiperparasitismo, inducción genes de resistencia en plantas (Hoitink y Boehm, 1999), producción de compuestos volátiles estimuladores o tóxicos y (Coventry y Allan, 2001). En este trabajo se analizó el efecto de la aplicación de extractos 1:5 (v:v) de compost y vermicompost de residuos de jardinería sobre el crecimiento de plantas de tomate y se estudió la posible supresividad “in vivo” e “in vitro” de tres patógenos: *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solani* y *Phytophthora cactorum*. En los ensayos “in vivo” se implantó el tomate en maceta y se procedió a inocular los patógenos. Se añadió el extracto correspondiente con el fin de observar el efecto supresor que el extracto confería a las plantas. Los ensayos de supresión “in vitro” se realizaron con los tres hongos y los extractos considerados de compost y vermicompost en placa Petri. Se han obtenido diferencias estadísticamente significativas en todos los parámetros analizados en las plantas de tomate (diámetro, peso seco y SPA) entre el testigo y los tratamientos efectuados con extractos de compost y vermicompost. En los ensayos “in vitro” se observó efecto supresor a concentraciones 1:10 (extracto 1:5-PDA).

Palabras clave: té de compost, *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solani*, *Phytophthora cactorum*.

1. INTRODUCCIÓN

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 y col., 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*, *Enterobacter*, *Flavobacterium* y *Pseudomonas* entre otros, y ciertos actinomicetos y hongos entre los que se encuentran *Streptomyces*, *Trichoderma* o *Gliocladium*. Parece ser que, dentro de los mecanismos biológicos que podrían estar implicados en el efecto supresor sobre patógenos vegetales, los más importantes son: competencia por la disponibilidad de nutrientes o de espacio, producción de sustancias antibióticas (Siddiqui y col., 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 como señalan Scheuerell y Mahaffee (2004), Zmora-Nahum y col. (2008) y Naidu y col.

(2013). 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 y col. (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.

Las devastadoras enfermedades causadas por hongos se han tratado tradicionalmente con productos fungicidas de naturaleza química, cuyo uso reiterado está causando un impacto negativo sobre el medio ambiente. Por ello, resulta imprescindible encaminar la investigación hacia la búsqueda y comercialización de productos que proporcionen un control efectivo y representen una alternativa viable a la utilización de productos químicos.

Por todo lo expuesto, en este trabajo se analizó el efecto de la aplicación de extractos 1:5 (p:p) de compost y vermicompost de residuos de jardinería sobre el crecimiento de plantas de tomate y se estudió la posible supresividad “in vitro” e “in vivo” de tres patógenos: *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solani* y *Phytophthora cactorum*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los extractos se prepararon mezclando compost y vermicompost de residuos de jardinería con agua en proporción 1:5 p/p. La composición química, pH y CE de los extractos se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición química (mg kg⁻¹), pH y CE (mS cm⁻¹) de extractos de compost (EC) y vermicompost (EV) de residuos de jardinería.

	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	K ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	pH	CE
EC	16,1	3820,9	149,7	3600	50	27,5	60	7,81	2,46
EV	4,5	808,5	148,1	99	75	10,0	30	7,53	0,55

Para el ensayo “in vitro” se utilizó una concentración 1:10 (v/v) de EC y EV con PDA. Se estudió el efecto de reducción del crecimiento de los hongos fitopatógenos *Rhizoctonia solani*, *Phytophthora cactorum* y *Fusarium oxysporum*.

Los tratamientos llevados a cabo fueron los siguientes:

- C10R: EC/PDA 1:10 *Rhizoctonia solani*
- V10R: EV/PDA 1:10 *Rhizoctonia solani*
- C10P: EC/PDA 1:10 *Phytophthora cactorum*
- V10P: EV/PDA 1:10 *Phytophthora cactorum*
- C10F: EC/PDA 1:10 *Fusarium oxysporum*
- V10F: EV/PDA 1:10 *Fusarium oxysporum*
- TR, TP y TF: Control PDA con *R. solani*, *P. cactorum* y *F. oxysporum*, respectivamente.

Se valoró el diámetro de crecimiento del hongo en la placa (mm) a los 2, 7 y 13 d, calculando posteriormente el índice de crecimiento relativo (IRC) frente al testigo sin extracto en el medio. En todos los casos se realizaron 5 repeticiones de cada tratamiento.

Para el ensayo “in vivo” se trasplantaron plántulas de tomate con cuatro hojas, en macetas de 0,75 l con vermiculita. Para la inoculación de *Rhizoctonia solani* y *Phytophthora cactorum* se utilizaron 10 ml de una papilla preparada con 1 placa de PDA del hongo en 100 ml de agua destilada. Para la inoculación *Fusarium oxysporum* se añadieron 10 ml de una suspensión de 10⁷ conidias.

Se efectuaron los siguientes tratamientos:

- R, P y F: testigos de *R. solani*, *P. cactorum* y *F. oxysporum* respectivamente.
- EC+R: EC + inoculación con papilla de *Rhizoctonia solani*.
- EV+R: EV + inoculación con papilla de *Rhizoctonia solani*.
- EC+P: EC + inoculación con papilla de *Phytophthora cactorum*.
- EV+P: EV + inoculación con papilla de *Phytophthora cactorum*.
- EC+F: EC + inoculación suspensión de conidias de *Fusarium oxysporum*.
- EV+F: EC + inoculación suspensión de conidias de *Fusarium oxysporum*.

Desde el momento del trasplante se añadieron 20 ml del extracto correspondiente por planta, dos veces por semana, realizándose la inoculación de los hongos patógenos a los 15 d del trasplante. Se realizaron 9 repeticiones de cada tratamiento.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como puede verse en la Tabla 2 obtenemos un índice de crecimiento relativo menor al 20 % en todos los tratamientos efectuados con EV, como señalan Bernal-Vicente y col. (2008) podemos considerar un biocontrol positivo cuando el tamaño de la colonia se reduce en un 50 % respecto al control, por lo que podemos concluir que existe un efecto supresor acusado de los tres hongos. Con los EC el efecto supresivo es siempre menor que con los EV, de hecho para *R. solani* el IRC está por encima del 50 %. El mayor efecto supresor del EV podría ser debido a la gran cantidad de flora microbiana que presentan las lombrices en el tracto digestivo (Bollo, 1999).

Analizando el diámetro de crecimiento de *R. solani* y *P. cactorum* (Tabla 2), podemos ver que éste es similar al del testigo hasta el día 2. Hasta el día 7 el crecimiento de los hongos en las placas con extracto se va ralentizando y a partir del día 7 en todos los tratamientos, excepto en C10R, incluso se contrae el diámetro de la colonia. Este hecho coincide con los resultados obtenidos por Krause y col. (2001), que relacionaron la supresión de *R. solani* con la presencia de antagonistas microbianos presentes en compost. Haggag y Saber (2007) obtuvieron resultados similares para la supresión de *Alternaria* utilizando té de compost.

En *F. oxysporum* el crecimiento se inhibe mucho más tempranamente, puesto que a los 2 d el crecimiento del testigo dobla (40 mm) al crecimiento en los extractos (20 mm). A partir de ese momento el crecimiento del hongo con ambos extractos se detiene o disminuye, mientras la colonia control sigue aumentando su diámetro hasta llegar al borde de la placa. Bernal-Vicente y col. (2008) obtuvieron resultados similares para *F. oxysporum* utilizando extractos de compost a base de madera de cítricos.

Tabla 2. Índice de crecimiento relativo (IRC) y diámetro de crecimiento (mm) a los 2, 7 y 13 d.

		IRC	Diámetro 2 d	Diámetro 7 d	Diámetro 13 d
<i>R. solani</i>	C10R	54,5	29,0	41,8	46,4
	V10R	17,6	32,1	35,8	15,0
	TR		32,0	85,0	85,0
<i>P. cactorum</i>	C10P	30,5	16,0	29,4	26,0
	V10P	19,5	17,9	21,8	16,6
	TP		20,3	52,8	85,0
<i>F. oxysporum</i>	C10F	17,6	18,0	18,0	17,9
	V10F	16,4	14,0	14,0	13,8
	TF		40,0	59,0	85,0

Los datos del ensayo de supresión “in vivo” aparecen recogidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Supresión de *R. solani*, *P. cactorum* y *F. oxysporum*, por extractos de compost (EC) y vermicompost (EV) en semilleros de tomate.

	Diámetro (mm)	Peso seco (g)	SPA	Plantas muertas	Severidad ataque
F	3,10 ^a	0,20 ^a	20,0 ^a	0	2
F+EC	4,42 ^b	0,81 ^b	31,1 ^b	0	1
F+EV	4,04 ^b	0,69 ^b	29,2 ^b	0	1
R	0,66 ^a	0,14 ^a	21,0 ^a	6	5
R+EC	1,31 ^b	0,29 ^b	34,9 ^b	5	4
R+EV	2,27 ^c	0,34 ^b	28,3 ^{ab}	3	3
P	1,65 ^a	0,04 ^a	26,1 ^a	0	2
P+EC	4,34 ^b	0,64 ^b	37,0 ^b	0	1
P+EV	3,80 ^b	0,46 ^b	33,7 ^b	0	1

Cada fila corresponde a un ensayo individual, por tanto letras iguales en la misma columna dentro de cada fila indican que no existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Como puede apreciarse se produce una supresión efectiva de los tres hongos patógenos estudiados. Para todos los parámetros estudiados, se pueden apreciar en las plantas a las que se les administró tanto EC como EV, valores medios significativamente superiores a los obtenidos para los tratamientos testigo (FC, RC y PC). Estos resultados concuerdan con diferentes estudios en los que se apreciaron reducciones significativas en la incidencia de patógenos utilizando té de compost (Evans y col., 2012; Pane y col., 2012).

4. CONCLUSIONES

Como conclusiones más representativas podemos señalar que:

- En el ensayo “in vitro” EV ha mostrado un mayor efecto supresor frente a los tres patógenos.
- La supresión “in vivo” es efectiva en los tres hongos patógenos tanto para EV como EC.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal-Vicente A., Ros M., Tittarelli F., Intrigliolo F., Pascual J.A., 2008. Citrus compost and its water extract for cultivation of melon plants in greenhouse nurseries. Evaluation of nutriactive and biocontrol effects. *Bioresource Technol.* 99, 8722-8728.
- Bollo, E., 1999. *Lombricultura: una alternativa de reciclaje*. Quito. Soboc Grafic. 149 p.
- Coventry E., Allan E.J., 2001. Microbiological and chemical analysis of neem (*Azadirachta indica*) extracts: new data on antimicrobial activity. *Phytoparasitica* 29, 441-450.
- Evans K.J., Palmer A.K., Metcalf D.A., 2012. Effect of aerated compost tea on grapevine powdery mildew, botrytis bunch rot and microbial abundance on leaves. *Eur. J. Plant Pathol.* 135, 661-673.
- Haggag W.M., Saber M.S.M., 2007. Suppression of early blight on tomato and purple blight on onion by foliar sprays of aerated and non-aerated compost teas. *J. Food Agric. Environ.* 5, 302-309.
- 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.
- Krause M.S., Madden L.V., Hoitink H.A.J., 2001. Effect of potting mix microbial carrying capacity on biological control of *Rhizoctonia* crown and rot of poinsettia. *Phytopathol.* 91, 1116-1123.
- Naidu Y., Meon S., Siddiqui Y., 2013. Foliar application of microbial-enriched compost tea enhances growth, yield and quality of muskmelon (*Cucumis melo* L.) cultivated under fertigation system. *Sci. Hortic.* 159, 33-40.
- Nico A.I., Mónado C.I., Dal Bello G., Alippi H., 2003. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas al suelo sobre la capacidad patogénica de *Rhizoctonia solani*: test de patogenicidad y actividad biológica de metabolitos volátiles y difusible. *RIA* 32, 173-192.
- Pane C., Celano G., Villecco D., Zaccardelli M., 2012. Control of *Botrytis cinerea*, *Alternaria alternata* and *Pyrenochaeta lycopersici* on tomato with whey compost-tea applications. *Crop protection* 38, 80-86.

- 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, 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]). *Sci. Hortic.* 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, 2523-2539.

Agradecimientos: Trabajo financiado mediante un Proyecto de Investigación concedido por la Fundación Memoria D. Samuel Solórzano Barruso de la Universidad de Salamanca.

CAPTURA DE AMONIO PROCEDENTE DE ESTIÉRCOL MEDIANTE MEMBRANAS PERMEABLES DE GASES

M. Sánchez Báscones^{1*}, M. B. Vanotti², P. Millner³, A. A. Szögi²

¹E.T.S.I.I.A.A. Universidad de Valladolid, Av. Madrid 44, 34004 Palencia, España

²USDA-ARS Coastal Plains Soil Water and Plant Research Center, Florence, SC, USA

³USDA-ARS Environmental Microbial and Food Safety, Beltsville, MD, USA

*E-mail: msanchez@agro.uva.es

Resumen: En la actualidad la reducción de las emisiones de gases (especialmente amoníaco) procedente de la actividad ganadera está generando mucho interés. Por una parte la volatilización del nitrógeno amoniacal a la atmósfera causa un impacto ambiental de gran importancia; por otra parte, estas pérdidas de nitrógeno de las excretas ocasionan un desequilibrio de nutrientes que, en ocasiones puede restringir su uso por el exceso de otros elementos. El objetivo del trabajo es capturar el amoníaco contenido en los residuos ganaderos, en este caso cama de pavo, mediante la utilización de membranas permeables® a este gas y su recogida, y por tanto estabilización, sobre una disolución de ácido sulfúrico y formación de sulfato amónico. Se han realizado tres experimentos en un prototipo a escala piloto donde se ha colocado cama de pavo y se ha medido la recogida de amonio sobre una disolución de Ácido sulfúrico 1 N o de agua contenida en un frasco cuya continua circulación a través de un sistema de membranas permeables purifica el aire arriba de la cama. La medida de la concentración de amonio en la disolución a lo largo del proceso permite evaluar el amoníaco capturado para su posible reutilización.

Palabras clave: membranas permeables, captura amoníaco, residuos ganaderos.

1. INTRODUCCIÓN

Las elevadas concentraciones de amoníaco en las naves de producción ganadera intensiva, son un inconveniente para el rendimiento de los animales además de suponer un riesgo para los trabajadores de la granja, presentar un impacto negativo para el medioambiente y la pérdida de un valioso nutriente esencial para el crecimiento de las plantas. Una forma de evitar estas pérdidas consiste en capturar los gases y su posterior tratamiento (Ndegwa y col., 2008). El aire procedente de la ventilación de las naves de producción contiene amoníaco y otros componentes potencialmente recuperables mediante un proceso de biofiltración, que en el caso del amoníaco puede llegar al 65 %. Existen biofiltros de lecho formados por compost y astillas de madera o bien por cama de material orgánico donde, al hacer circular el aire a través del biofiltro, los microorganismos presentes en el material orgánico actúan degradando los compuestos orgánicos volátiles presentes en el aire. Sin embargo, desde hace tiempo se están desarrollando membranas permeables a gases utilizando material de polipropileno (Shindo y col., 1981), de politetrafluoroetileno (Blet y col., 1989) o de polietileno y poliuretano (Lee y Rittmann, 2000). Más recientemente, Vanotti y col., (2011) utilizaron estas membranas para capturar el amoníaco desprendido por el estiércol de cerdo o por el residuo avícola formado por una mezcla de cama y excrementos (Rothrock y col., 2010,2013). Esta captura se realiza al introducirse el NH_3 a través de los microporos de la membrana donde se encuentra con una solución ácida y reacciona con los protones libres (H^+) transformándose en ion amonio no volátil (NH_4^+). En la Figura 1 se representa un esquema del funcionamiento del proceso.

El objetivo del trabajo fue evaluar la captura de amoníaco desprendido por estiércol de pavo, mediante la utilización de membranas permeables al NH_3 .

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la recuperación de amonio se utilizó un prototipo, construido en ARS-Florencia (USA) que utiliza membranas permeables al gas descrito en detail en Rothrock y col. (2013, Figura 2).

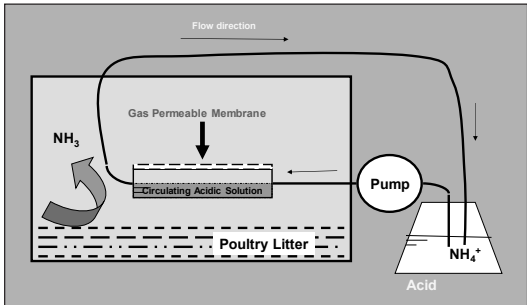


Figura 1. Proceso de recuperación de amonio mediante membranas (Rothrock y col., 2013)



Figura 2. Prototipo utilizado en la recuperación de amonio



Figura 3. Colocación del estiércol y la solución ácida en el interior del compartimento

El dispositivo consta de dos compartimentos independientes en los que se colocó la misma cantidad de estiércol (repartido en dos recipientes) para evaluar la cantidad de amonio que era posible recuperar (Figura 3). Para fijar el amonio desprendido por el estiércol, que atravesaba la membrana, se utilizó una disolución ácida (H_2SO_4 1N) en una de las cámaras y, en la otra un control con agua. Ambas disoluciones se mantuvieron en continua recirculación impulsadas por sendas bombas.

Se colocaron 500 g de estiércol de pavo en cuatro compartimentos de PVC a los que se añadieron 100 g de agua necesaria para conseguir una humedad adecuada para el proceso del 20 % (peso total 600 g). En dos botellas de vidrio se dispuso 1 litro de disolución de ácido sulfúrico 1N y 1 litro de agua destilada. Se cerraron herméticamente los compartimentos y se conectó la bomba que permitió la recirculación de las disoluciones en contacto con la atmósfera que contenía el amoníaco a través de la membrana. Diariamente se tomaron 2 mL de muestra líquida, por triplicado, de ambos líquidos durante 21 días tras lo cual se añadieron 10,52 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ al 95 % para observar la influencia del pH en la recuperación de amonio. Se continuó con la toma de muestras líquidas hasta el día 29 en que se dio por finalizado el experimento. El pH de la solución ácida fue medido usando un pHmetro marca OAKTON ION 2700. El amonio contenido en las muestras líquidas se analizó mediante Standard Method 4500-NH₃ G (APHA, 1998). Este método determina el contenido de nitrógeno amoniacal total e incluye tanto las formas ionizadas (NH_4^+) como las sin ionizar (NH_3). Los resultados fueron expresados en unidades de N. Posteriormente se repitió la experiencia, utilizando como residuo estiércol de pollo, y se analizó el contenido de bicarbonatos en la disolución recirculante (agua).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los primeros 21 días se lograron recoger 132 y 57 mg de amonio-N (NH_4^+) en las botellas que contenían H_2SO_4 y H_2O respectivamente. Tras la adición de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, únicamente en 24 horas se recogieron 426 y 241 mg de amonio-N (NH_4^+) en ambas botellas y transcurridos 30 días (9 desde la adición de cal) se recogieron 558 y 298 mg de amonio-N. En total durante los 29 días que duró el experimento se recogieron 558 y 298 mg de amonio mediante las disoluciones de ácido y agua respectivamente. Puesto que el agua pretendía actuar como control, se observó que recuperaba una cantidad considerable de amonio, no explicable por efecto de su solubilidad en agua (Tabla 1).

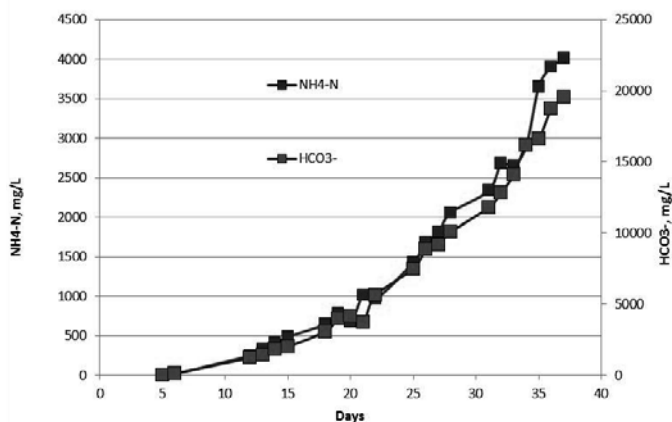


Figura 4. Recuperación de amonio desprendido por estiércol de pollo, usando membranas permeables de gas y agua. Los datos muestran la fijación de amonio como bicarbonato amónico.

Tabla 1. Recuperación de amonio desprendido por estiércol de pavo, usando membranas permeables de gas y disolución ácida y agua para recogida.

Días	NH ₄ ⁺ recuperado H ₂ SO ₄ (mg N)	NH ₄ ⁺ recuperado H ₂ O (mg N)
21	132	57
22	285	82
23	309	208
24	338	231
27	406	278
28	421	308
29	449	317

De la evolución del pH en ambas soluciones se observa que, mientras la disolución ácida siempre se mantuvo en valores inferiores a 1,0 - salvo un valor máximo de 1,4 tras la adición de cal - el control con agua destilada mantuvo valores de pH próximos a la neutralidad tras un descenso inicial de 6,29 (valor de pH del agua desionizada) a valores que oscilan entre 2,5 y 3,5 durante los 10 primeros días, tras los cuáles comienza una elevación paulatina del pH hasta alcanzar valores comprendidos entre 7,3 y 7,5, excepto el repunte lógico hasta 9,54 tras la adición de cal, como consecuencia del desprendimiento repentino de amoníaco procedente del estiércol que fue capaz de atravesar la membrana y disolverse en el agua formando hidróxido amónico.

Los resultados obtenidos en el primer experimento fueron los esperados para el amonio recuperado mediante la disolución ácida, sin embargo sorprendieron los obtenidos para el agua, que también fue eficaz en la recuperación de amonio. Estos resultados volvieron a obtenerse en un segundo experimento similar a la anterior.

La repetición del experimento, utilizando estiércol de pollo y pavo, mostró que el amoníaco gaseoso se recuperó como sal de bicarbonato de amonio (Figura 4), lo cual indica que el dióxido de carbono también penetró a través de la membrana y condujo la fijación del amoníaco con agua. La cantidad de nitrógeno recuperado en 37 días fue de 1,156 mg/L en el tratamiento de ácido recirculante y 4,012 mg/L en el tratamiento que recirculó agua por las membranas. Este es un resultado relevante puesto que puede conducir a sistemas de recuperación de amoníaco mucho más económicos en el futuro al poder sustituir el ácido sulfúrico por agua como disolución de recogida.

4. CONCLUSIONES

La cantidad de amonio recogido por la disolución de ácido sulfúrico y fijada como sulfato amónico fue 2,3 veces superior a la recogida por el agua destilada, andes de la adición de Ca(OH)₂.

Se observó un aumento del amonio recogido tras la adición de cal al residuo, y este aumento fue mayor en la disolución de agua (5,2 veces mayor) que en la disolución de sulfúrico (4,4 veces mayor).

El análisis de la concentración de bicarbonatos confirmó que la membrana permitía además el paso de CO₂ lo que propició la fijación de amonio en la disolución acuosa por formación de bicarbonato amónico.

5. BIBLIOGRAFÍA

- APHA, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Blet V., Pons M.N, Greffe J.L.,1989. Separation of ammonia with a gas-permeable tubular membrane. *Anal. Chim. Acta*. 219, 309-311.

- Lee K.C., Rittmann B.E., 2000. A novel hollow-fiber membrane biofilm reactor for autohydrogenotrophic denitrification of drinking water. *Water Sci. Technol.* 41, 219-226.
- Ndegwa P.M., Hristov A.N., Arogo J., Sheffield R.E., 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosyst. Eng.* 100, 453-469.
- Rothrock Jr. M.J., Szögi A.A., Vanotti M.B., 2010. Recovery of ammonia from poultry litter using gas permeable membranes. *Trans. ASABE.* 53, 1267-1275.
- Rothrock Jr. M.J., Szögi A.A., Vanotti M.B., 2013. Recovery of ammonia from poultry litter using flat gas permeable membranes. *Waste Manage.* 33, 1531-1538.
- Shindo M., Yamamoto T., Kamada K., 1981. *Gas transfer process with hollow fiber membrane.* Mitsubishi Rayon, Co., Ltd., Japan.
- Vanotti M.B., Szogi A.A., 2011. Use of gas-permeable membranes for the removal and recovery of ammonia from high strength livestock wastewater. En: *Proceedings of the Water Environment Federation, Nutrient Recovery and Management.* WEF, Alexandria, VA. 659-667(9).

Agradecimientos: Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación Ayudas del plan de movilidad de personal investigador de la Universidad de Valladolid, cofinanciadas por el Banco Santander en la convocatoria 2013 y a la participación en los proyectos del USDA siguientes: 1. ARS Project 6657-13630-001-00D “Innovative Animal Manure Treatment Technologies for Enhanced Environmental Quality” and Project”; y 2. NIFA Project “Novel Integration of Solar Heating with Electricity Generation Technology and Biofiltered Poultry Litter Biofertilizer Production System”.

MICROORGANISMOS DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DEGRADADORES DE LA HEMICELULOSA: SELECCIÓN Y APLICACIONES

María José López, Macarena del Mar Jurado, Juan Antonio López-González, Francisca Suárez-Estrella, Maria del Carmen Vargas-García, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería

Resumen: En este trabajo de investigación se analizó la producción de xilanasas por 35 bacterias y 42 hongos aislados de material vegetal sometido a compostaje. Estos microorganismos fueron seleccionados a partir de una colección de 1457 cepas obtenidas en un estudio previo. La selección preliminar se llevó a cabo mediante la determinación cualitativa de la producción de la enzima y reveló que el 35 % de los aislados expresaban dicha actividad. Entre las bacterias xilanolíticas dominaron especies de los géneros *Bacillus*, *Geobacillus* y *Pseudomonas*, destacando también las actinobacterias *Rhodococcus* y *Streptomyces*. En el caso de los hongos, predominaron las especies de *Fusarium* y *Aspergillus* entre los hongos filamentosos, y *Candida* y *Pichia* en levaduras. En la colección de microorganismos xilanolíticos seleccionados cabe mencionar la presencia de 4 microorganismos termófilos estrictos cuyas xilanasas tienen especial interés por su estabilidad frente a elevadas temperaturas. El análisis cuantitativo de la producción de xilanasas ha revelado la presencia de cepas altamente efectivas en la síntesis de la enzima.

Palabras clave: Xilanasas, *Bacillus*, *Rhodotorula*, *Thermomyces*.

1. INTRODUCCIÓN

Las xilanasas son enzimas microbianas que escinden enlaces glucosídicos del xilano, principal componente de la hemicelulosa en las plantas. El material vegetal sometido a compostaje constituye una excelente fuente de microorganismos xilanolíticos, que también se han propuesto como agentes facilitadores del proceso (Jurado y col., 2014). Adicionalmente, esta enzima tiene numerosas aplicaciones industriales tales como bioblanqueo de pasta de papel, aditivo de alimentos y producción de biocombustibles entre otros (Beg y col., 2001).

El estudio de los microorganismos asociados al compostaje de restos vegetales, así como de sus facultades degradativas, además de ofrecer la posibilidad de un mayor conocimiento y control de los aspectos biológicos del proceso, puede suponer la caracterización de nuevos microorganismos con las cualidades apropiadas, no sólo para mejorar el desarrollo del propio proceso de compostaje, sino también para ser aplicados en muy diversos procedimientos biotecnológicos de interés en la actualidad.

El objetivo principal de este trabajo de investigación fue seleccionar e identificar microorganismos productores de xilanasas entre una colección de cepas aisladas a partir de material sometido a compostaje y determinar su capacidad para producir las enzimas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Selección e identificación de microorganismos xilanolíticos

La colección de cepas aisladas a partir de material vegetal (restos de plantas de tomate y astillas de pino, 1:1, p/p) sometido a compostaje (pilas volteadas) que fueron analizadas en este trabajo fue obtenida en un trabajo previo descrito en Jurado y col. (2014). Estas cepas incluyeron tanto hongos como bacterias mesófilos y termófilos. La actividad xilanolítica fue determinada en dichos aislados mediante cultivo en medio sólido que contenía xilano al

0,5 % (Carrasco y col., 2012). Las cepas xilanolíticas producen un aclaramiento del medio tras su incubación. Las cepas que demostraron poseer dicha actividad fueron identificadas mediante técnicas moleculares, de acuerdo con la metodología descrita por Jurado y col. (2014). En el caso de bacterias se amplificó y secuenció el gen 16S ADN_r (27F/1492R), y en hongos la región 5.8S-ITS (ITS1/ITS4). Las secuencias fueron comparadas en la base de datos BLAST del NCBI (<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>).

2.2. Producción de xilanasa

Las cepas xilanolíticas fueron cultivadas por triplicado en medios líquidos con xilano como única fuente de carbono (He y col., 1993) para inducir la producción de la enzima. Tras incubación durante 7 días a 30 °C (mesófilos) o 50 °C (termófilos), las células se eliminaron por centrifugación (10.000 rpm/10 min) y se determinó peso seco de biomasa celular y actividad xilanasa en los extractos enzimáticos obtenidos. La actividad xilanasa se analizó mediante cuantificación de la xilosa liberada a partir de xilano al 1 % (pH 6,5) tras reacción durante 1 hora a 40 °C (mesófilos) o 50 °C (termófilos). La xilosa se determinó colorimétricamente mediante el reactivo DNS (Miller, 1959). Una unidad de actividad xilanasa (U) se define como la cantidad de enzima capaz de liberar 1 µg de xilosa por minuto en las condiciones de reacción. Los resultados se expresaron en unidades de actividad xilanasa por mL de medio de cultivo o por mg de biomasa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La colección de microorganismos aislados a partir del proceso de compostaje estuvo constituida por un total de 1457 cepas, 516 de las cuales mostraron actividad xilanolítica en medio sólido con xilano. Se identificaron con éxito prácticamente la totalidad de las cepas y el análisis reveló que las bacterias pertenecieron a 24 especies diferentes y los hongos a 40 (Tablas 1 y 2). A estas cepas se suman 11 bacterias y dos hongos cuya clasificación filogenética está por determinar. Entre las bacterias xilanolíticas destaca la presencia de varios representantes de los géneros *Rhodococcus* y, como cabría esperar, *Bacillus* y especies relacionadas; mientras que resulta sorprendente la detección de dicha actividad en *Pseudomonas*.

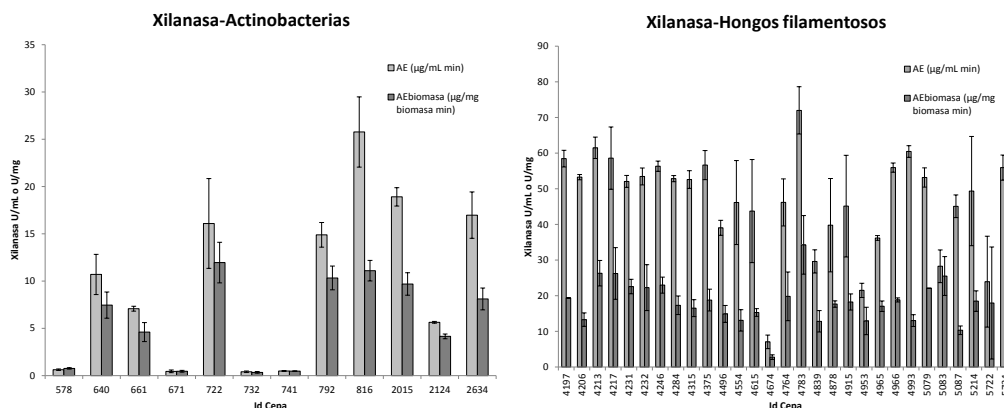


Figura 1. Producción de xilanasas por actinobacterias y hongos filamentosos aislados a partir de material sometido a compostaje. Los resultados son la media de tres repeticiones ($n=3$) y las barras de error indican la desviación estándar. En el eje X se representa el Id de cepa (Ver Tablas 1 y 2).

En los hongos se detectó una mayor diversidad de especies dominando las correspondientes a los géneros *Fusarium* y *Aspergillus*. Las cepas termófilas estrictas (dos hongos y dos bacterias) merecen especial interés por la termoestabilidad de sus enzimas.

La producción de la enzima se cuantificó en cultivos de los hongos y las actinobacterias xilanolíticas seleccionados (Figura 1). La mayoría de levaduras, que incluyen especies de la Clase Saccharomycetes y el género *Rhodotorula*, no produjeron cantidades significativas de xilanasa, con la excepción *K. capsulata* 4265, cuya producción alcanzó 44 U mL⁻¹. Esta actividad se encuentra en el rango de la obtenida para los hongos filamentosos, cuyos niveles

Tabla 1. Bacterias xilanolíticas aisladas a partir de material vegetal sometido a compostaje¹.

Id Cepa (Phylum)	Identidad	% Identidad	Nº acceso
Actinobacteria			
2015	<i>Brevibacterium halotolerans</i>	99	KC967073.1
2634	<i>Cellulosimicrobium funkei</i>	99	JQ659848.1
2124	<i>Corynebacterium stationis</i>	99	JF769750.1
640	<i>Jonesia denitrificans</i>	99	NR_074806.1
671	<i>Rhodococcus coprophilus</i>	98	KF410348.1
722	<i>Rhodococcus indicum</i>	99	JQ889713.1
661	<i>Rhodococcus phenolicus</i>	99	AB562489.1
578	<i>Rhodococcus pyridinivorans</i>	98	JQ229777.1
816	<i>Streptomyces aureofaciens</i>	99	AB326923.1
Firmicutes			
1241(T)	<i>Aeribacillus pallidus</i>	99	HM030740.1
1450	<i>Bacillus aerius</i>	98	KF861585.1
1037	<i>Bacillus aerophilus</i>	99	JX049585.1
975	<i>Bacillus altitudinis</i>	99	KF535147.1
1992	<i>Bacillus amyloliquefaciens</i>	99	GQ340503.1
1374	<i>Bacillus licheniformis</i>	99	KC609000.1
2286	<i>Bacillus mojavensis</i>	99	JX843765.1
3155	<i>Bacillus niabensis</i>	99	NR_043334.1
770	<i>Bacillus pumilus</i>	99	FJ763644.1
2330	<i>Bacillus safensis</i>	99	JQ353775.1
2410	<i>Bacillus stratosphericus</i>	99	KC995118.1
1406	<i>Bacillus subtilis</i>	99	JN366756.1
1141(T)	<i>Bacillus thermoamylovorans</i>	99	AB360815.1
3781	<i>Geobacillus thermodenitrificans</i>	99	JX914495.1
Proteobacteria			
2416	<i>Pseudomonas stutzeri</i>	99	KC253270.1

¹Las cepas cuya secuencia tiene una homología (% Identidad) con la depositada en el Genbank NCBI inferior al 95% pueden ser catalogadas sólo a nivel de género. Nº Acceso: Número de acceso en el GenBank NCBI de la secuencia con la que se obtuvo la homología de cada cepa. Las cepas termófilas se marcan con (T) en Id Cepa.

Tabla 2. Hongos xilanolíticos aislados a partir de material vegetal sometido a compostaje¹.

Id Cepa (Phylum-Clase)	Identidad	% Identidad	Nº. acceso
Ascomycota-Dothideomycetes			
4197	<i>Alternaria brassicae</i>	99	HQ674659.1
4764	<i>Alternaria tenuissima</i>	99	KC329619.1
4966	<i>Cladosporium cladosporioides</i>	100	EF577236.1
4213	<i>Davidiella tassiana</i>	99	FN868485.1
4953	<i>Preussia australis</i>	89	HQ608018.1
4206	<i>Pyrenochaeta unguis-hominis</i>	99	EU930010.1
Ascomycota-Eurotiomycetes			
5731 (T)	<i>Aspergillus fumigatus</i>	98	KC167854.1
4496	<i>Emmericella rugulosa</i>	100	EU289916.1
4231	<i>Penicillium chrysogenum</i>	99	HQ026745.1
4783	<i>Penicillium dipodomycola</i>	99	GQ161752.1
5214	<i>Penicillium lapidosum</i>	99	KC966732.1
4878	<i>Penicillium polonicum</i>	99	JQ082508.1
4915	<i>Penicillium solitum</i>	99	JN642222.1
4217	<i>Penicillium spinulosum</i>	99	GU566252.1
5722(T)	<i>Thermomyces lanuginosus</i>	99	AB085929.1
Ascomycota-Saccharomycetes			
4307	<i>Candida railnenis</i>	99	FM178302.1
4251	<i>Candida sequanensis</i>	100	FM178365.1
4265	<i>Kuraishia capsulata</i>	98	EF568065.1
4287	<i>Nakazawaea holstii</i>	98	AB449811.1
4354	<i>Pichia fermentans</i>	99	GQ458040.1
4203	<i>Pichia holstii</i>	90	AY761154.1
4314	<i>Pichia mexicana</i>	99	FM178295.1
4227	<i>Pichia mississippiensis</i>	99	DQ414542.1
4288	<i>Yamadazyma mexicana</i>	99	AB365477.1
Ascomycota-Sordariomycetes			
4375	<i>Acremonium antarcticum</i>	99	DQ825970.1
5087	<i>Acremonium chrysogenum</i>	99	U57672.1
4993	<i>Fusarium delphinoides</i>	99	EU926231.1
4284	<i>Fusarium equiseti</i>	100	JQ936153.1
4965	<i>Fusarium solani</i>	99	KC254048.1
4232	<i>Gibellulopsis nigrescens</i>	100	HE972037.1
5079	<i>Graphium putredinis</i>	99	FJ914685.1
4554	<i>Hypocrea viridescens</i>	98	GU566274.1
4246	<i>Microdochium nivale</i>	100	FJ792588.1
4674	<i>Plectosphaerella cucumerina</i>	99	AB469880.1
4615	<i>Scopulariopsis brevicaulis</i>	99	EU436681.1
5083	<i>Scopulariopsis hibernica</i>	99	FJ946484.1
4315	<i>Trichoderma atroviride</i>	100	HM176575.1
4839	<i>Verticillium dahliae</i>	99	HQ839784.1
Basidiomycota-Microbotryomycetes			
4312	<i>Rhodotorula glutinis</i>	99	FJ345357.1
Basidiomycota-Tremellomycetes			
4189	<i>Cryptococcus magnus</i>	99	JQ425371.1

¹Las cepas cuya secuencia tiene una homología (% Identidad) inferior al 95% con la depositada en el GenBank NCBI pueden ser catalogadas sólo a nivel de género. Nº Acceso (Accession No.): Número de acceso en el GenBank NCBI de la secuencia con la que se obtuvo la homología de cada cepa. Las cepas termófilas se marcan con (T) en Id Cepa.

superaron en varias cepas valores de 60 U mL⁻¹. *P. dipodomycola* 4783 fue la cepa fúngica con mayor producción con 72 UmL⁻¹. Estos niveles son similares a los obtenidos por otros autores (dos Reis y col., 2013). Las actinobacterias produjeron menor cantidad de enzima, destacando *S. aureofaciens* 816 con los niveles más elevados de actividad en este grupo (25 UmL⁻¹). Por otra parte, los hongos termófilos *A. fumigatus* 5731 y *T. lanuginosus* 5722 produjeron cantidades detectables de enzima, en torno 20 UmL⁻¹. Esta producción se podría mejorar mediante la adecuación del medio de cultivo de producción y el establecimiento de las condiciones óptimas de reacción de la enzima.

4. CONCLUSIONES

La pila de compostaje constituye un ecosistema idóneo para el desarrollo de microorganismos xilanolíticos. El material vegetal sometido a compostaje presenta una elevada diversidad de microorganismos xilanolíticos dominados principalmente por hongos. Los géneros *Rhodococcus* y *Bacillus* son mayoritarios entre las bacterias xilanolíticas presentes en dicho hábitat, mientras que en el caso de los hongos, existe una mayor diversidad y predominan especies de los géneros *Aspergillus* y *Fusarium*. Diversas cepas mesófilas y termófilas, principalmente hongos, producen elevadas cantidades de xilanasas por lo que pueden tener aplicaciones industriales o ambientales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Beg Q., Kapoor M., Mahajan L., Hoondal G. S., 2001. Microbial xylanases and their industrial applications: a review. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 56, 326-338.
- Carrasco M., Rozas J.M., Barahona S., Alcaíno J., Cifuentes V., Baeza, M., 2012. Diversity and extracellular enzymatic activities of yeasts isolated from King George Island, the sub-Antarctic region. *BMC Microbiol.* 12, 251.
- dos Reis L., Fontana R.C., da Silva Delabona P., da Silva Lima D.J., Camassola M., da Cruz Pradella J.G., Dillon A.J.P., 2013. Increased production of cellulases and xylanases by *Penicillium echinulatum* S1M29 in batch and fed-batch culture. *Bioresource Technol.* 146, 597-603.
- He L., Bickerstaff G.F., Paterson A., Buswell J.A. 1993. Purification and partial characterization of two xylanases that differ in hydrolysis of soluble and insoluble xylan fractions. *Enzyme Microb. Technol.* 15: 13-18.
- Jurado M., López M.J., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López-González J.A., Moreno J., 2014. Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. *Bioresource Technol.* 162, 283-293.
- Miller G.L., 1959. Use of dinitrosalicylic acid reagent for the determination of reducing sugars. *Anal. Chem.* 31, 426-428.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto AGL2012-36434.

SEGUIMIENTO Y CONTROL DE LAS EMISIONES DE OLOR EN PROCESOS DE COMPOSTAJE A ESCALA PILOTO

A.F. Chica*, M.C. Gutiérrez, A. Serrano, M.A. Martín.

Universidad de Córdoba-Departamento de Ingeniería Química, Campus universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, edificio Marie Curie (C3), 14071 Córdoba (España).

*E-mail: afchica@uco.es

Resumen: Es conocido que se generan emisiones olorosas molestas durante los procesos de compostaje, especialmente durante la etapa hidrolítica. En este trabajo se evalúa la cuantificación y eliminación de las mismas, a escala piloto, en el compostaje de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) empleando olfatometría dinámica. El compostaje se ha llevado a cabo en un respirómetro dinámico comercial equipado con dos biofiltros compuestos de poda vegetal (*Populus sp*) y compost maduro, respectivamente. La eficacia de dichos biofiltros se ha evaluado en función de diferentes contenidos en humedad del material (80 %, 55 % y 20 %). Se han empleado aproximadamente 9 kg de FORSU, aireando con un flujo constante de 500 L h⁻¹. Se ha realizado una caracterización físico-química y respirométrica inicial y final, así como, un seguimiento de la temperatura de compostaje, la actividad microbiológica expresada como Índice Respirométrico Dinámico (IRD, mg O₂ kg SV⁻¹ h⁻¹) y la concentración de olor generada en el proceso (ou_E/Nm³). La extrapolación de la evolución de variables físico-químicas y respirométricas a la escala industrial permite afirmar que se puede hacer una correcta simulación del proceso en túneles mediante el uso de éste respirómetro. La obtención de una evolución paralela de la concentración de olor (ou_E/Nm³) y del IRD, con una correlación aceptable, ha puesto de manifiesto la importancia del seguimiento de las emisiones de olor del proceso, especialmente en la etapa hidrolítica. En el biofiltro, la humedad límite de operación, de las tres estudiadas, ha sido el 55 % atendiendo a los criterios de la Netherland Emissions Guideline (2003).

Palabras Clave: biofiltro, olfatometría dinámica, respirometría, impacto oloroso, concentración de olor.

1. INTRODUCCIÓN

El compost se define en el RD 506/2013 como el “Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente”. En esta definición están claros las materias primas, el tratamiento y los requisitos del producto (higienización y estabilización). Sin embargo, el concepto de estabilización aún no está bien definido.

La estabilidad biológica se define como el grado hasta el cual la materia orgánica fácilmente biodegradable se ha descompuesto. Para evaluar la estabilidad del compost se han propuesto varios métodos: test de autocalentamiento, relación C/N, técnicas respirométricas, seguimiento de la temperatura, del contenido en Carbono Orgánico Total, etc. De entre todos los métodos, los test respirométricos, están reconocidos como los más adecuados por la mayoría de la comunidad científica (Lasaridi y col., 2000).

Debido a que las mayores emisiones de olor del proceso se generan durante la primera etapa, de mayor actividad biológica, se tiende a desarrollar esta en túneles cerrados para poder controlar dicha emisión, por ejemplo con el empleo de biofiltros, minimizando el impacto del proceso sobre la calidad del aire.

En este estudio, se ha evaluado la relación existente entre variables respirométricas, físico-químicas y las emisiones de olor generadas durante el proceso de compostaje, con objeto de demostrar que la concentración de olor es una variable adecuada de seguimiento del compostaje e indicativa de la estabilidad del compost. Además, para poder controlar la emisión

de olor, el proceso se ha desarrollado en un respirómetro dinámico a escala piloto, dotado de un sistema de biofiltración. La eficacia de los biofiltros utilizados en la minimización de olor también ha sido evaluada.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materia prima

La materia prima utilizada ha sido la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FOR-SU) de la planta de tratamiento de residuos de la ciudad de Córdoba, España. Su composición aproximada es 63 % materia orgánica, 13 % cristal, 6 % plástico, 15 % papel-cartón y 3 % otros.

2.2. Respirómetro dinámico

El proceso de compostaje se ha llevado a cabo a escala piloto en un respirómetro dinámico fabricado por la empresa *Costech International* (modelo Respirometer 3022) descrito en Gutiérrez y col. (2014).

Se han realizado seis experimentos consecutivos. En cada uno de ellos se han utilizado, aproximadamente, 9 kg de FORSU, siendo estos aireados con un flujo constante de 500 L h⁻¹ (1,39 10⁻⁴ m³ s⁻¹) y manteniendo la concentración de oxígeno entre el 16-20 %. Se ha registrado, de manera continuada, el contenido de oxígeno (%), la temperatura (°C) y la actividad microbiológica (mg O₂ kg SV⁻¹ h⁻¹) del material.

2.3. Sistema de biofiltración

El sistema dispone de dos biofiltros de diferente composición (compost maduro y poda vegetal (*Populus sp*), respectivamente) hacia los que se dirigen las emisiones gaseosas generadas durante el compostaje y que operan de forma alternativa. El volumen de relleno de cada biofiltro fue 1,18·10⁻² m³ y el tiempo residencia fue 86 s. La Tabla 1 muestra la caracterización del relleno de ambos biofiltros. Además de la composición, se ha evaluado la influencia del contenido de humedad de ambos biofiltros en la eliminación de olor. Los contenidos de humedad evaluados fueron: 80 %, 55 % y 20 %. Dichos contenidos, aumentaron en torno a un 10 % durante cada experimento debido al contenido de humedad del aire procedente del reactor.

Tabla 1. Caracterización inicial del relleno de ambos biofiltros.

	Biofiltro Vegetal	Biofiltro de compost maduro
pH	7,0	7,9
Densidad (g·cm ⁻³)	0,63	0,59
Porosidad (%)	85	70
Macroporosidad (%)	48	65
Microporosidad (%)	37	5
Microorganismos aeróbios totales (CFU·g ⁻¹)	10 ⁵	10 ⁷

2.4. Análisis y muestreo de olor

Durante cada experimento (240-300 h), se tomaron cinco muestras gaseosas a la salida del reactor para determinar su concentración de olor (ou_E·m⁻³). También se tomaron muestras a la salida de cada uno de los biofiltros. Dichas muestras se analizaron mediante olfatometría dinámica según la normativa europea UNE-EN 13725:2003.

2.5. Caracterización físico-química del material compostable

Las FORSU inicial y final de cada experimento se han caracterizado fisicoquímicamente. A la fracción sólida se le han determinado: humedad (%), sólidos volátiles (% SV), contenido en nitrógeno (como % N-Kjeldahl), nitrógeno amoniacal (%N-NH₄⁺) y contenido en fósforo (% P-P₂O₅); al extracto acuoso (relación en peso 1:25) se le han determinado: carbono orgánico total (% C_{COT}), pH y conductividad (μS/cm). Dicha caracterización se ha realizado acorde a la metodología descrita por el US Composting Council (2002).

La actividad biológica del material al inicio y final de cada experimento, expresada como velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO, mg O₂ g SV⁻¹ h⁻¹) y consumo acumulado de oxígeno a las 20 h (CAO₂₀, mg O₂ g SV⁻¹), se ha determinado con un respirómetro en fase líquida (Chica y col., 2003).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado más relevante de este estudio ha sido la adecuada relación encontrada entre la temperatura, la concentración de olor y la actividad microbiológica, expresada como Índice Respirométrico Dinámico (IRD, mg O₂ kg SV⁻¹ h⁻¹). La Figura 1 muestra los resultados obtenidos en uno de los experimentos a modo de ejemplo. En todos los experimentos, las tres variables alcanzaron su valor máximo a las 116±3 horas de experimento. Los valores máxi-

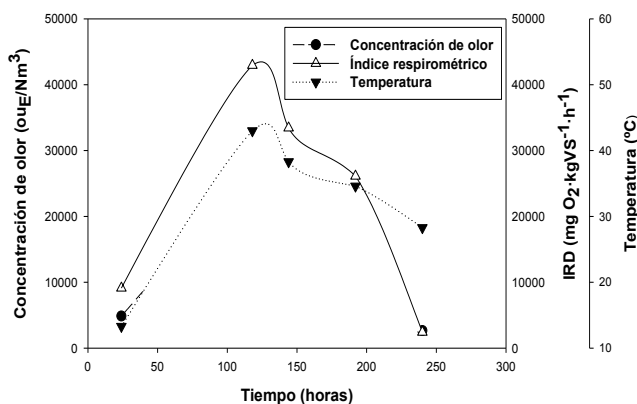


Figura 1. Evolución de la concentración de olor, Índice respirométrico dinámico y temperatura durante el experimento 2.

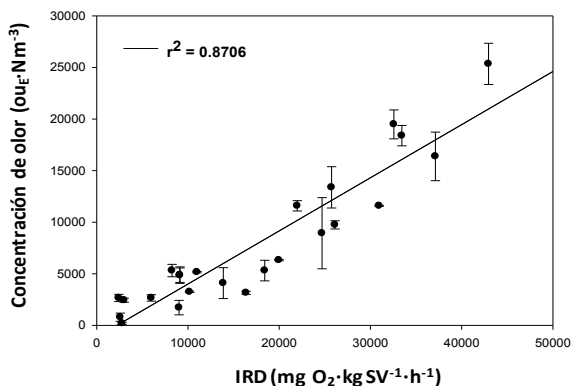


Figura 2. Correlación entre la concentración de olor y el IRD (Valores obtenidos en los seis experimentos)

mos promedios de temperatura, actividad biológica y concentración de olor fueron 46 ± 4 °C, 38.000 ± 7.000 mg O₂ kg SV⁻¹ h⁻¹ y 22.000 ± 6.000 ou_E·m⁻³, respectivamente.

Como resultado de la caracterización inicial y final de FORSU, cabe resaltar que se produjo un decrecimiento de la materia orgánica y basificación del pH características del proceso de compostaje. Las variables respiro-métricas, VECO y CAO₂₀, también evolucionaron hacia valores correspondientes a un compost más estabilizado.

Las mayores emisiones de olor se produjeron en la etapa del proceso con pH más ácidos. El IRD y el C_{COT}, que es el carbono biodegradable y disponible para los microorganismos, mostraron una tendencia idéntica. Por otro lado, se han encontrado adecuadas relaciones entre algunas de las variables fisicoquímicas y respiro-métricas y la concentración de olor. En concreto, se obtuvo una buena correlación entre la actividad microbiológica y la emisión de olor (Figura 2).

Finalmente, la eficacia de eliminación de olor de un biofiltro biológicamente activo debe ser al menos del 90 % y el olor residual no superar 2500 ou_E·m⁻³ (Netherlands Emissions Guideline, 2003). En este trabajo, el 55 % de humedad fue el contenido mínimo, dentro del rango estudiado, que permitió cumplir con dicha normativa.

4. CONCLUSIONES

La simulación del proceso de compostaje en túneles con un respirómetro dinámico durante 15 días se ha realizado correctamente, como demuestra la evolución de determinadas variables durante el proceso, tales como la basificación del pH y el decrecimiento del C_{COT} y las variables respirométricas (VECO y CAO₂₀).

La evolución paralela encontrada entre temperatura, actividad biológica y concentración de olor durante la primera etapa del compostaje, revela que la emisión de olor es una variable adecuada para el seguimiento del proceso de compostaje y confirma la importancia de llevar a cabo esta etapa inicial, en sistemas cerrados.

La adecuada correlación obtenida entre la concentración de olor y la actividad microbiológica demuestra la posibilidad de utilizar la medida de la emisión de olor como variable indicativa de la estabilidad del sustrato.

El uso de biofiltros biológicamente activos es uno de los métodos más eficaces y económicos en la eliminación de olor pero deben someterse a un mantenimiento adecuado, particularmente a escala industrial. Su contenido en humedad debe considerarse una variable esencial.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Chica A.F., Mohedo J.J., Martín M.A., Martín A., 2003. Determination of the stability of MSW compost using a respirometric technique. *Compost Sci. Util.* 12, 119-129.
- EN 13725, 2003. *Air Quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry*. Comité Européen de Normalisation, Brussels.
- Gutiérrez M.C., Serrano A., Martín M.A., Chica A.F., 2014. Odour in composting process at pilot scale: monitoring and biofiltration. *Environ. Technol.* 35, 1676-1684.
- Netherlands Emissions Guideline (NeR), 2003. *Compost production from household organic waste*. Chapter 3.3. G4.
- US Composting Council (2002). *Test Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC)*. Edaphos International. Houston. USA.
- Lasaridi K.E., Stentiford E.I., Evans T., 2000. Windrow composting of wastewater biosolids: process performance and product stability assessment. *Water Sci. Technol.* 42, 217-226.

Agradecimientos: Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación recibida a través de los proyectos CTM2008-02714 y CTM2011-26350.

UTILIZACIÓN DE CUBIERTA VEGETAL Y VERMICOMPOST DE RESIDUOS VITIVINÍCOLAS PARA LA DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS EN SISTEMAS DE BIORREMEDIACIÓN *BIOBED*

Esperanza Romero Taboada*, Rogelio Nogales Vargas-Machuca,
Laura Delgado Moreno

Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada.

**E-mail: esperanza.romero@eez.csic.es*

Resumen: El empleo de vermicomposts en biomezclas utilizadas en sistemas de biorremediación *biobeds* para eliminar la contaminación puntual por plaguicidas puede ser una nueva alternativa de valorización de estos materiales. El objetivo del estudio fue evaluar la efectividad de un vermicompost de sarmientos frente a la turba para desarrollar una cubierta vegetal y su impacto en la degradación de tres plaguicidas (tebuconazol, metalaxil e imidacloprid) aplicados a altas dosis contaminantes. El desarrollo de la cubierta vegetal fue superior en la biomezcla con vermicompost, no siendo afectada negativamente por la masiva aplicación de plaguicidas. A las dos semanas del tratamiento con los plaguicidas, la degradación de esos fitosanitarios fue similar en los sistemas con o sin cubierta vegetal, variando entre 22 % para imidacloprid y 47 % para metalaxil. El balance de masas reveló que la mayor parte de la fracción no degradada de plaguicida, entre 81 y 93 % y entre 65 y 88 %, se encontró en las biomezclas con turba y con vermicompost, respectivamente. La traslocación de la fracción de plaguicida no degradada a la planta (cubierta y raíz) fue inferior al 20 %, excepto para metalaxil en los sistemas con vermicompost donde fue sobre un 34 %. Los porcentajes de plaguicida retenidos por la raíces fueron más bajos que en la parte aérea. Los resultados obtenidos pusieron de manifiesto una mayor capacidad del vermicompost de sarmiento que la turba para degradar metalaxil e imidacloprid, aunque en dos semanas el efecto de la cubierta vegetal en la degradación fue escaso.

Palabras clave: fungicidas, insecticida, sarmiento, biomezclas, captación de la planta.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años han suscitado un gran interés los estudios relativos a utilizar los vermicomposts para otros usos distintos a su tradicional aplicación como enmiendas orgánicas de suelos agrícolas (Nogales y col., 2014). Su utilización como materiales sustitutivos de la turba en sistemas de biorremediación *biobed* para eliminar la contaminación puntual por plaguicidas y otros contaminantes orgánicos puede contribuir a valorizar los vermicomposts, aumentando su rentabilidad comercial (Romero y col., 2013). Además, en España estos sistemas de biorremediación están escasamente investigados. Asimismo hay que destacar que aunque existen escasos estudios de sistemas *biobed* con planta. Castillo y col. (2008) han comprobado que la presencia de una cubierta vegetal en estos sistemas *biobeds*, aunque es opcional, aumenta su eficacia. Por estas razones, el estudio tuvo como objetivo comparar la efectividad de una biomezcla compuesta por suelo, vermicompost de sarmiento y sarmientos frente a la biomezcla tradicional con suelo, turba y paja, para desarrollar una cubierta y su influencia en la degradación de tres plaguicidas comúnmente utilizados en el cultivo de la vid.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El vermicompost de residuos vitivinícolas se obtuvo a partir de una mezcla de sarmientos y lodos de vinaza (4:1 p.s.) en litera convencional, utilizando lombrices de la especie *Eisenia fetida*. El proceso de vermicompostaje duró 15 semanas y, una vez retiradas las lombrices, el

material fue madurado durante 2 meses, secado y molido, presentando la siguiente composición: pH: 7,6, CE: 4,4 dS m⁻¹, densidad: 0,49 g cm⁻³, carbono orgánico total: 317 g kg⁻¹; C/N: 11; sustancias húmicas: 55 g kg⁻¹ (Castillo-Díaz y col., 2013).

Se ensayaron dos biomezclas: a) SVSa, suelo:vermicompost de sarmiento:sarmientos y b) STP, suelo:turba:paja, ambas en proporción 25:50:25 (v:v:v). El experimento se realizó utilizando macetas que contenían 160 g de cada una de las biomezclas seleccionadas. El ensayo se llevó a cabo bajo condiciones de invernadero controlado a 20-24 °C. De cada biomezcla se prepararon nueve macetas, 6 de ellas fueron sembradas con 2 g de una mezcla de semillas de *Bromus perenne* y ryegrass (+CV) y las 3 restantes permanecieron sin sembrar (-CV). A los 20 días de la siembra se aplicó a las macetas sin sembrar y a tres de las macetas sembradas con la cubierta vegetal, una mezcla de tres plaguicidas de uso frecuente en el cultivo de vid (tebuconazol, metalaxil e imidacloprid, (+TMI), a una dosis cada uno de 50 µg g⁻¹ biomezcla. A los 15 días de su aplicación se realizó el desmonte de las macetas, cortando la parte aérea y separando la raíz de la cubierta vegetal de la biomezcla.

Para la extracción de los residuos de plaguicidas de las biomezclas, parte aérea y raíces de cada maceta se utilizó el método QuEChERS optimizado con extracción /partición con acetonitrilo. El análisis de los plaguicidas se realizó en un cromatógrafo líquido (series 1100 Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con detector de diodos en cadena Vis-UV. Las longitudes de onda y tiempo de retención para cada plaguicida fueron las siguientes: tebuconazol: λ = 195 nm; tr = 15.89 min; metalaxil: λ = 210 nm; tr = 8,9 min; imidacloprid: λ = 254 nm; tr = 4,6 min. Las recuperaciones del método de extracción fueron superiores al 85 % en los tres plaguicidas y en las diferentes matrices utilizadas.

El análisis estadístico de los resultados se realizó empleando el programa estadístico SPSS Windows versión 13.0 (Chicago, Illinois, USA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El crecimiento de la cubierta vegetal en la biomezcla constituida por vermicompost de sarmiento fue significativamente mayor que con turba. La aplicación de los plaguicidas a dosis altas en las biomezclas no afectó negativamente al desarrollo de la cubierta vegetal. Indicando que esos niveles de contaminación no afectaron el desarrollo vegetativo de la cubierta (Tabla 1).

Tabla 1. Pesos secos de parte aérea de cubierta vegetal desarrollada sobre biomezclas con vermicompost de sarmiento (SVSa) o con turba (STP) naturales (-TMI) o contaminadas con plaguicidas (+TMI). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (P<0,05).

SVSa		STP	
-TMI	+TMI	-TMI	+TMI
2.27±0,12 ^a	1,99±0,16 ^a	1,55±0,2 ^b	1,56±0,15 ^b

A los 15 días de la aplicación de la mezcla de plaguicidas a las macetas con cubierta (+CV) o sin cubierta vegetal (-CV), se observó una disminución apreciable de las concentraciones relativas de los plaguicidas en el sistema *biobed* con vermicompost (Figura 1). En cambio en las macetas con biomezcla de turba, las disminuciones fueron escasas, excepto para el imidacloprid en ausencia de cubierta vegetal. En el sistema con vermicompost de sarmiento y cubierta vegetal, la reducción para el tebuconazol, metalaxil e imidacloprid fue del 21,8 %, 47,6 % y 21,5 % y sin cubierta del 27,0 %, 40,0 % y 33,7 % respectivamente. Sin embargo esas diferencias no fueron significativas.

Los resultados de la extracción de los residuos de plaguicidas en las biomezclas, raíces y parte aérea de la cubierta vegetal, a las dos semanas de su aplicación, revelaron que más del

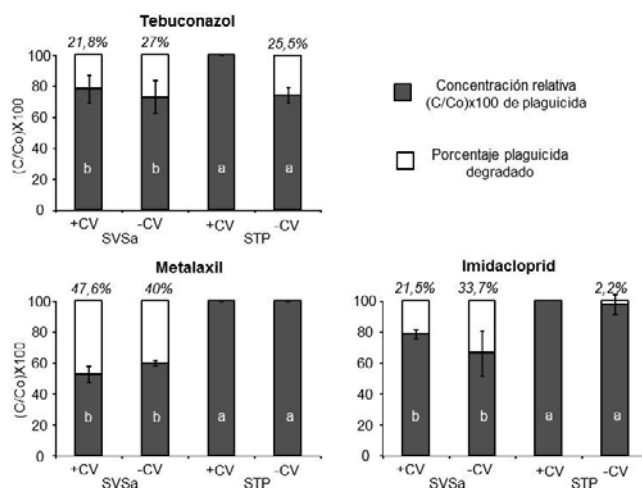


Figura 1. Concentración relativa ((C/Co)x100) y porcentaje degradado de cada plaguicida en las biomezclas SVSa y STP con (+CV) y sin (-CV) cubierta vegetal. En cada plaguicida, letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0,05$).

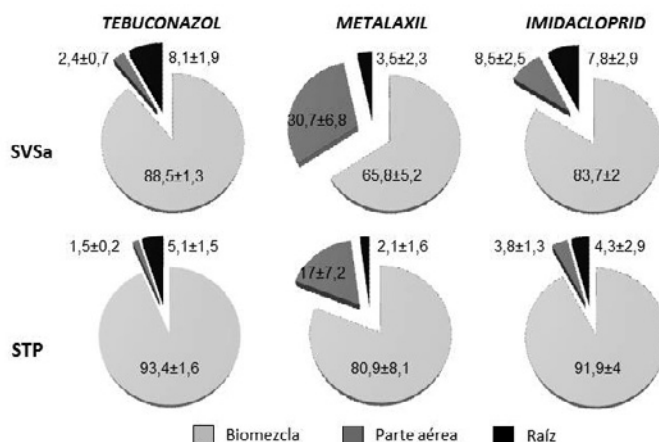


Figura 2. Distribución de los residuos de plaguicidas no degradados en las biomezclas constituidas por vermicompost de sarmiento (SVSa) y turba (STP) y con cubierta vegetal.

83 % del imidacloprid y del 88 % del tebuconazol no degradado persistió en la biomezcla con vermicompost. Sin embargo, el porcentaje de metalaxil fue apreciablemente menor (<65 %). En la biomezcla con turba los porcentajes de los plaguicidas no degradados fueron mayores (Figura 2).

En las raíces de la cubierta vegetal los porcentajes de plaguicida retenidos fueron bajos (entre 2-8 %). En la parte aérea de la cubierta vegetal desarrollada sobre la biomezcla de vermicompost, el metalaxil se detectó en una proporción importante (>30 %), del orden de 3 y 15 veces superior, respectivamente, al valor de imidacloprid y tebuconazol (Figura 2). En la biomezcla de turba los porcentajes de metalaxil, imidacloprid y tebuconazol captados por la cubierta fueron casi la mitad respecto a la de la biomezcla con vermicompost. Esto pondría de manifiesto una mayor retención de los plaguicidas en la turba que en el vermicompost

vitivinícola ensayado. Rial-Otero y col. (2005) observaron una fácil captación de tebuconazol en lechuga así como una lenta degradación de este fungicida, de modo que a la semana de su aplicación su nivel era 3 veces superior a la concentración máxima de residuo permitida en España (5 mg kg⁻¹). En el caso de la cubierta vegetal ensayada, la captación de tebuconazol fue menor, debido a que la superficie expuesta de la planta es menor que en el caso de la lechuga y a que la aplicación tuvo lugar sobre la biomezcla donde puede estar menos biodisponible que el metalaxyl o el imidacloprid que tienen una mayor polaridad y solubilidad en agua.

4. CONCLUSIONES

Los resultados revelan que el uso del vermicompost de sarmiento en biomezclas fue más efectivo que la turba para el desarrollo de una cubierta vegetal. La mayor captación de metalaxil con actividad fungicida por las cubiertas de las biomezclas con vermicompost favorecerá un desarrollo libre de enfermedades producidas por hongos. No obstante, hay que investigar su eficacia en la degradación de plaguicidas a más largo plazo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Castillo-Díaz J.M., Romero E., Nogales R., 2013. Dynamics of microbial communities related to biochemical parameters during vermicomposting and maturation of agroindustrial lignocellulose wastes. *Bioresource Technol.* 146, 345-354.
- Castillo M.d.P., Torstensson L., Stenström J., 2008. Biobeds for environmental protection from pesticides uses - A review. *J. Agric. Food Chem.* 56, 6206-6219.
- Nogales R., Romero E., Fernández-Gómez M., 2014. *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones*. Ed. Paraninfo. En prensa.
- Rial-Otero R., Arias-Estevéz M., López-Periago E., Cancho-Grande B., Simal-Gandara J., 2005. Variation in concentrations of the fungicides tebuconazole and dichlofluanid following successive applications to greenhouse-grown lettuces. *J. Agric. Food Chem.* 53, 4471-4475.
- Romero E., Delgado L., Castillo-Díaz J.M., Nogales R., 2013. *Vermicomposts as components of biomixtures to prevent the punctual contamination of pesticides. Persistence and enzyme activities*. En 4th European Biobed Workshop. http://www.biobeds.org/User_files/160eb0da13522b40540b812c0d2044af.pdf (fecha de consulta 20/06/2014).

Agradecimientos: Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, proyecto CTM2010-16807 y cofinanciado con fondos FEDER. Los autores agradecen a X. Dubreuil, F. Calvo y C. Cifuentes la ayuda técnica prestada.

POSIBILIDADES DE UTILIZACIÓN DE LOS TÉS DE VERMICOMPOSTS PARA LA DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS EN SUELOS: RESULTADOS PRELIMINARES

Laura Delgado Moreno*, Celia Cifuentes Urien,
Rogelio Nogales Vargas-Machuca, Esperanza Romero Taboada

Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada.

**E-mail: laura.delgado@eez.csic.es*

Resumen: Los té o extractos acuosos aireados de vermicomposts son abonos líquidos con efectividad para aumentar los rendimientos de cosechas y controlar plagas y enfermedades de cultivos vegetales. Sin embargo, su potencialidad para degradar contaminantes orgánicos del suelo nunca ha sido investigada. En el presente estudio se evaluó, en un experimento de incubación de dos meses de duración, la capacidad de un té de vermicompost procedente de una mezcla de alperujo y estiércol para degradar plaguicidas (imidacloprid, diuron, tebuconazol y oxifluorfen) del suelo. Inicialmente se realizó la optimización del proceso de extracción (relación vermicompost/agua, tiempo de aireación, tamaño de malla), comparando después la composición química del té seleccionado frente a la del vermicompost original. Posteriormente el té natural o diluido con agua (1:1) se aplicó al suelo que contenía 5 mg kg⁻¹ de cada uno de los plaguicidas ensayados, evaluando periódicamente algunas propiedades del suelo y la degradación de esos xenobioticos. Se observó que la adición del té de vermicompost tuvo poco efecto sobre la degradación de los plaguicidas del suelo, no apreciándose diferencias significativas entre la aplicación del té natural o diluido. Estos resultados preliminares dejaron patente la necesidad de perfeccionar el proceso de elaboración del té de vermicompost, mediante la incorporación de aditivos durante el periodo de aireación, que aumente su calidad química, bioquímica y su carga microbiana, para fortalecer la capacidad degradadora de los plaguicidas ensayados y de otros contaminantes orgánicos presentes en el suelo.

Palabras clave: biorremediación, mezcla alperujo y estiércol, degradación biológica, extractos acuosos de vermicompost, contaminantes orgánicos.

1. INTRODUCCIÓN

La presencia de plaguicidas en el medio ambiente y su impacto sobre la salud humana y del ecosistema constituyen una preocupación social creciente en todo el mundo. Con objeto de cumplir con los niveles permitidos para la calidad del agua establecidos por normativa en la mayoría de países, es necesario el desarrollo de técnicas para reducir y prevenir el origen de la contaminación. Actualmente, la investigación se centra en el desarrollo de estrategias de biorremediación ecológicas y de bajo coste. Los té obtenidos del vermicompost “vermité”, pueden ser aplicados al suelo como un agente descontaminante para minimizar la contaminación causada por plaguicidas. El vermité es un extracto líquido obtenido del vermicompost maduro por aireación. Contiene nutrientes solubles y una gran diversidad de microorganismos que aumentan la calidad del suelo y la fertilidad de las plantas (Arancon y col., 2007). Actualmente, existe un interés creciente por el uso del vermité para mejorar la producción agrícola y reducir el uso de fertilizantes químicos. Sin embargo, su aplicación para minimizar la contaminación causada por contaminantes orgánicos no ha sido estudiada. La aplicación al suelo de vermité causa un aumento de la actividad microbiana y puede favorecer la degradación biológica de los contaminantes orgánicos. Además el alto contenido en el vermité de carbono orgánico disuelto (COD) puede causar la desorción a la solución del suelo de la fracción del contaminante orgánico adsorbida reversiblemente, aumentando así su biodisponibilidad, fomentando su degradación (Akkanen y col., 2005). El objetivo del presente

estudio fue evaluar la eficacia de un té obtenido a partir de vermicompost de alperujo como técnica de biorremediación para aumentar la degradación biológica de plaguicidas en suelo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Suelo, vermicompost y plaguicidas

Se utilizó un suelo (S) francolimoarcilloso de pH 8,1 y 440 g kg⁻¹ de carbonatos. Fue secado al aire y tamizado por 4 mm antes de su uso. El vermicompost fue obtenido por vermicompostaje convencional, de una mezcla de alperujo y estiércol (4:1ps:ps) con lombrices de la especie *Eisenia fetida* durante 6 meses y 2 meses de maduración. Algunas de las propiedades del vermicompost se recogen en la Tabla 1. Se ensayaron los siguientes plaguicidas: imidacloprid (99,9 %), oxifluorfen (99,9 %), tebuconazol (99,5 %) y diurón (99,5 %)

Tabla 1. Análisis del vermicompost y vermité utilizados en el experimento. Excepto pH, CE e IG, los valores del vermicompost son expresados en g kg⁻¹ y los del vermité en mg L⁻¹.

	pH	CE dS m ⁻¹	COT	NKT	SH	IG (%)
Vermicompost	7,8±0,0	3,2±0,2	274±1	19±0,3	148±5	100
Té de vermicompost	3,2±0,0	3,9±0,2	1207±9	39±2	686±80	122±12

COT: carbono orgánico total, NKT: nitrógeno Kjeldahl total, SH: sustancias húmicas, IG: índice de germinación.

Para la obtención del vermité, se utilizó el método propuesto por Arancon y col. (2007) modificado. Para ello, el vermicompost (25 g) se introdujo en una bolsa de nilón de 50 µm de tamaño de poro. La bolsa se sumergió en agua destilada (250 mL) aireada durante 24h a 20 °C y en oscuridad. Después de este tiempo los extractos del vermicompost fueron analizados (Tabla 1). Para el estudio de degradación de plaguicidas se utilizaron dos dosis de vermité: i) dosis alta (T), obtenida como se indica anteriormente a partir de una proporción 1:5 vermicompost:agua (p:v); y ii) dosis baja (TD), obtenida por dilución del vermité con agua destilada (1:1, v:v).

2.2. Estudio de degradación

Muestras de suelo (50 g) fueron contaminadas con los plaguicidas estudiados a una concentración de 5 µg g⁻¹. Después de homogeneizar las muestras por agitación, el contenido de humedad se ajustó al 80 % de la capacidad de campo del suelo por adición de agua Milli Q (S) o vermité a dosis alta (S+T) o a dosis baja (S+TD). Las muestras fueron incubadas en la oscuridad a 20 °C durante 60 días. A distintos intervalos de tiempo, cuatro muestras por tratamiento fueron analizadas para determinar la concentración de plaguicidas, la actividad deshidrogenasa y el contenido de COD.

2.3. Extracción y análisis de plaguicidas

La extracción de plaguicidas de las muestras de suelo se realizó mediante el método QuEChERS. Brevemente, una alícuota de muestra (7,58 g, equivalente a 6 g peso seco) se extrajo con 3 mL de acetonitrilo por agitación en vortex durante 1 min. A la muestra se le añade 1,2 g de una mezcla de sales (QuEChERS EN Pouch, Agilent Technologies, Santa Clara, CA) y se agitó en vortex 1 min. Después, la muestra se centrifugó a 3000 rpm durante 5 min. Una alícuota del sobrenadante se diluyó con 1 mL de agua antes de ser inyectada en un cromatógrafo líquido (series 1100 Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con detector de diodos en cadena Vis-UV. Las recuperaciones del método de extracción oscilaron entre 86 y 104 %.

Tabla 2. Parámetros cinéticos obtenidos del ajuste a una cinética de primer orden de la concentración residual de plaguicidas en los diferentes tratamientos ensayados

		$C_0^{(1)}(\%) \pm sd^{(2)}$	$K_d^{(3)} (d^{-1}) \times 10^2 \pm sd^{(2)}$	R^2	$t_{1/2}^{(4)} (d)$
S	Imidacloprid	82,2 $\pm$ 5,6	0,93 $\pm$ 0,26	0,88	77,01
	Diuron	82,9 $\pm$ 4,6	2,07 $\pm$ 0,30	0,97	34,66
	Tebuconazol	101,7 $\pm$ 5,1	0,51 $\pm$ 0,17	0,83	138,62
	Oxyfluorfen	106,6 $\pm$ 2,9	0,56 $\pm$ 0,09	0,95	86,64
S+T	Imidacloprid	82,9 $\pm$ 5,6	0,91 $\pm$ 0,29	0,85	86,64
	Diuron	84,5 $\pm$ 8,1	1,61 $\pm$ 0,46	0,88	53,32
	Tebuconazol	103,3 $\pm$ 4,8	0,41 $\pm$ 0,16	0,78	173,28
	Oxifluorfen	105,2 $\pm$ 4,6	0,75 $\pm$ 0,16	0,93	138,62
S+TD	Imidacloprid	85,5 $\pm$ 4,3	1,11 $\pm$ 0,21	0,94	69,31
	Diuron	86,0 $\pm$ 2,9	2,04 $\pm$ 0,18	0,99	36,48
	Tebuconazol	104,9 $\pm$ 2,8	0,62 $\pm$ 0,09	0,96	115,52
	Oxifluorfen	107,0 $\pm$ 3,0	0,76 $\pm$ 0,10	0,97	99,01

⁽¹⁾ C_0 : concentración inicial; ⁽²⁾Desviación estándar (n=4); ⁽³⁾Kd: constante de degradación; ⁽⁴⁾ $t_{1/2}$: tiempo de vida media.

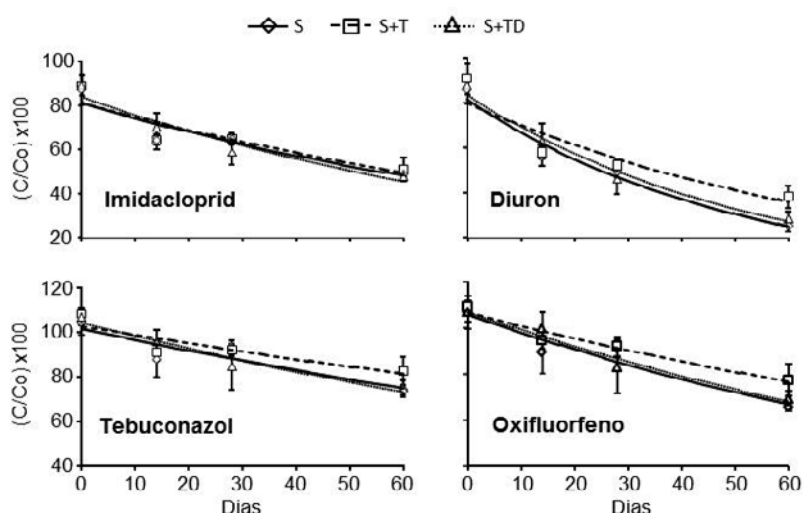


Figura 1. Degradación de los plaguicidas ensayados en el suelo solo o enmendado a diferentes dosis con los téis de vermicompost. Los datos experimentales se ajustaron a una cinética de degradación de primer orden. Las líneas verticales indican la desviación estándar para cada muestra (n=4).

2.4. Actividad deshidrogenasa y carbono orgánico disuelto

Los análisis de la actividad deshidrogenasa y del carbono orgánico disuelto se realizaron según métodos descritos por García y col. (1997) y Sims y Haby (1971), respectivamente. Los otros análisis del vermicompost y vermité se realizaron según MAPA (1986) y Zucconi y col. (1981).

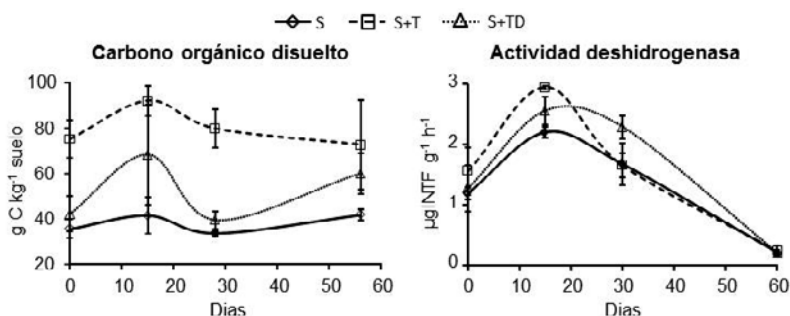


Figura 2. Evolución del carbono hidrosoluble y de la actividad deshidrogenasa en el suelo, solo o enmendado a diferentes dosis con los téis de vermicompost. Las líneas verticales indican la desviación estándar de la muestra en el tiempo (n=4).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La degradación de los plaguicidas estudiados en suelo y suelo enmendado con vermité siguió una cinética de primer orden (Tabla 2) ($P < 0,05$, $R^2 > 0,83$). En suelo, la degradación de diurón e imidacloprid fue más rápida que la de tebuconazol y oxifluorfen como indican sus mayores constantes de degradación (K_d) y menores tiempos de vida media ($t_{1/2}$) (Tabla 2). Al final del periodo de incubación, la concentración de plaguicidas en suelo fue de 49, 25, 74 y 66 % de la concentración inicial de imidacloprid, diurón, tebuconazol y oxifluorfen, respectivamente (Figura 1). La mayor hidrofobicidad de tebuconazol y oxifluorfen ($\text{Log } K_{ow} \geq 3,7$) favorece la adsorción de estos compuestos a la fase sólida del suelo lo que los protege del ataque de microorganismos. Por el contrario, una fracción importante de diurón ($\text{Log } K_{ow} \geq 2,9$) e imidacloprid ($\text{Log } K_{ow} \geq 0,9$), más solubles en agua, estará presente en la solución del suelo lo que favorece su degradación microbiana.

La adición de vermité al suelo no incrementó su capacidad para degradar los plaguicidas estudiados. Al final del periodo de incubación, la concentración de plaguicidas en S+TD no fue significativamente diferente ($P > 0,05$) a la de S (Figura 1). La adición al suelo de vermité a dosis alta no tuvo efecto en la degradación de imidacloprid y tebuconazol (Figura 1). Sin embargo, al final del periodo de incubación, la concentración en el suelo de diurón y oxifluorfen fue significativamente mayor ($P \leq 0,05$) en S+T que en S (Figura 1). Estos resultados sugieren un efecto inhibitorio del vermité sobre la actividad microbiológica del suelo lo que se demuestra por la evolución de la actividad deshidrogenasa durante el tiempo de incubación (Figura 2). La actividad deshidrogenasa ha sido usada como un indicador de la actividad microbiana total de un suelo (Trevors, 1984). La mayor actividad deshidrogenasa se observó a los 15 días de incubación en todos los tratamientos (Figura 2). S+T presentó la mayor actividad deshidrogenasa en este tiempo como era de esperar debido a su mayor carga microbiana y mayor carbono orgánico disuelto (Figura 2). Sin embargo después del día 15 de incubación, la actividad deshidrogenasa en S+T disminuyó marcadamente con respecto a S+TD (Figura 2) lo que sugiere que el efecto inhibitorio de la actividad microbiana observado depende de la concentración de vermité aplicada. A pesar de la alta actividad microbiana del suelo enmendado con vermité respecto al no enmendado durante el primer mes de incubación, en general, la degradación de plaguicidas no fue significativamente diferente entre tratamientos. Estos resultados sugieren que los microorganismos presentes en el vermité prefieren como fuente de carbono y nitrógeno, los compuestos orgánicos más fácilmente degradables del vermité en lugar de los plaguicidas.

4. CONCLUSIONES

La adición de vermité al suelo estimuló la actividad de la población microbiana sin que esto produjera un aumento de la degradación de plaguicidas, lo que sugiere que la población microbiana responsable de la degradación de estos xenobióticos no fue estimulada o que los microorganismos prefirieron como fuente de carbono y nitrógeno compuestos más fácilmente degradables presentes en el vermité que los plaguicidas estudiados. Ello sugiere la necesidad de mejorar el proceso de elaboración del té de vermicompost, mediante la incorporación de aditivos durante el periodo de aireación, que aumente su calidad química, bioquímica y su carga microbiana, para reforzar su capacidad para degradar los plaguicidas ensayados y otros contaminantes orgánicos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Arancon N.Q., Edwards C.A., Dick R., Dick L., 2007. Vermicompost tea production and plant growth impacts. *Biocycle* 48, 51-52.
- Akkanen J., Tuikka A., Kukkonen J.V.K., 2005. Comparative sorption and desorption of benzo[a]pyrene and 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl in natural lake water containing dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7529-7534.
- García C., Hernández T., Costa F., 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 28, 123-134.
- M.A.P.A., 1986. *Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 532 p.
- Sims J.R., Haby V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137-141.
- Trevors J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil. A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, 673-674.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22, 27-29.

Agradecimientos: El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, proyecto CTM2010-16807 y CTM2013-44271 y cofinanciado con fondos FEDER.

ENSAYOS PREVIOS DE OPTIMIZACION DE COMPOSTAJE MEDIANTE AUTOCALENTAMIENTO: USO DE HERRAMIENTAS BAYESIANAS PARA SU MODELIZACIÓN

Angel Torres-Climent¹, Xavier Barber², Maria Dolores Pérez Murcia¹,
Julio Martín-Mata¹, Frutos Marhuenda-Egea³, Aurelia Pérez Espinosa¹, Enrique Agulló¹,
María Ángeles Bustamante¹, Raul Moral^{1*}

¹Grupo de Investigación Aplicada en Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández (UMH).
Ctra. Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela (Alicante), España.

²CIO-UMH, Elche (Alicante), España

³Departamento Agroquímica y Química, Universidad de Alicante, 03080 Alicante, España

*E-mail: raul.moral@umh.es

Resumen: En este experimento se ha realizado un ensayo de optimización de compostaje de lodos de depuradora en función del uso de diferentes agentes estructurantes y relaciones C/N iniciales, haciendo uso de estadística bayesiana para obtener recomendaciones para la elaboración de pre-mezclas de cara a compostajes industriales. En función de los resultados obtenidos, la corrección de mezclas iniciales con materiales con elevada relación C/N no genera una mejor respuesta en la exotermia del proceso. El aumento de la ratio C/N inicial (mayor proporción de agentes estructurantes) reduce la eficiencia biotransformadora del proceso, reflejada en un descenso de la emisión de calor del proceso siendo este aspecto muy significativo para el lodo procedente de la EDAR de Orihuela.

Palabras clave: autocalentamiento, lodo de depuradora, poda urbana, optimización, estadística bayesiana.

1. INTRODUCCIÓN

La creciente generación de flujos residuales secundarios derivados de tratamientos de aguas residuales a nivel urbano o agroindustrial plantea la necesidad de optimizar sus procesos de estabilización entre los que destaca el compostaje. Sin embargo, debido a la naturaleza compleja de estos materiales y especialmente asociados a su falta de porosidad, es necesario establecer estrategias de co-compostaje que prioricen la eficiencia en la transferencia de fluidos y especialmente el aire. El uso de agentes estructurantes procedentes de la jardinería urbana puede constituirse en una opción significativa a escala local o regional, ej. restos de jardinería, podas extensivas, gestión viaria etc. Diferentes autores desarrollan modelos más o menos complejos basados en estos ensayos de autocalentamiento para la optimización del proceso. Climent y col. (2014) en un ensayo de optimización de compostaje de la fracción sólida de digeridos ganaderos desarrolló un modelo para optimizar pH, relación C/N y humedad en las mezclas iniciales que explicaba en 80 % de la variabilidad del experimento. Sin embargo, Zhang y col. (2012) demuestran en su modelo a escala real que la tasa de degradación de la fracción lignocelulósica asociada a los restos de jardinería urbana es altamente variable y depende de su origen. Tremier y col. (2005) y Sole-Mauri y col. (2007) establecen modelos complejos correlacionados con los diferentes pools de material orgánica en función de su mayor o menos biodegradabilidad que permiten hacer una adecuada predicción de la evolución de temperatura, así como contenido de C y N. En este sentido parece claro que el desarrollo de ensayos sencillos de autocalentamiento en planta comercial de compostaje puede permitir abordar una aproximación viable para adecuar sistema de compostajes comerciales a la problemática en la variación estacional o estratégica de los insumos residuales a estabilizar, aunque su potencial de extrapolación es limitado. En este sentido el objetivo

de este trabajo es desarrollar un modelo que permiten establecer de forma probabilística, recomendaciones de co-compostaje en función de la naturaleza del agente co-compostante y del lodo para obtener la proporción óptima para maximizar el autocalentamiento usando un entorno concreto de actuación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En este experimento se han desarrollado ensayos de autocalentamiento en estrategias binarias de mezcla lodos de depuradora procedentes de cinco estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (estabilización aeróbica vs anaeróbica) y tres agentes estructurantes procedentes de jardinería urbana (césped, poda palmáceas y podas arbustivas), utilizando diferentes proporciones de mezcla con o sin adición (1 %) de un corrector de la relación C/N inicial (cáscara almendra ratio C/N 102) con el fin de optimizar el proceso. Se han desarrollado por triplicado 30 experimentos en vasos Dewar de 5L, de 168 horas, controlando la temperatura interna y ambiental cada 15 min mediante un sensor de temperatura PASCO® system. Cada 12 horas se airea el recipiente Dewar durante 2 minutos.

Tabla 1. Características claves de los materiales utilizados.

Propiedad	Lodo 1 Elche- Algoros	Lodo 2 Elche- Carrizales	Lodo 3 Elche- Arenales	Lodo 4 Orihuela	Lodo 5 Torrevieja	Césped	Poda palmera	Poda arbustivas
Tratamiento fangos	E -EAN- CEN	AP-E-F	AP-E-CEN	EA-E-F	AP-E-CEN	--	--	--
C total, %	39,3	35,3	36,3	35,9	40,1	39,4	47,6	47,9
N total, %	5,62	5,62	5,72	5,61	6,73	3,16	1,21	1,86
pH	7,25	6,66	6,72	6,58	6,08	7,50	6,05	6,28
CE, mS/cm	3,77	4,57	2,19	3,73	4,92	11,4	6,46	4,03

C: carbono; N: nitrógeno; CE: conductividad eléctrica; E: espesado; EA: estabilización aerobia; EAN: estabilización anaerobia; CEN: centrifugación; AP: aireación prolongada; F: filtrado.

Al inicio y al final de cada experimento se muestra y analiza carbono y nitrógeno total e hidrosoluble, así como pH y conductividad eléctrica de acuerdo a Torres-Climent y col. (2014).

Teniendo en cuenta todas las variables se ha desarrollado un modelo Bayesiano, modelizando la variable respuesta vía modelos lineales generalizados jerárquicos que permiten establecer de forma probabilística, recomendaciones de co-compostaje en función de la naturaleza del agente co-compostante y del lodo para obtener la proporción óptima para maximizar el autocalentamiento, definiendo unas regiones de confianza en las que se defina la mejor estrategia.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este experimento se han analizado tanto los aspectos termodinámicos de la optimización como los cinéticos que atañen a la tasa de incremento de la temperatura. Todos los datos usados en la modelización se expresan como incremento de temperatura del reactor Dewar respecto a la temperatura ambiente por kg de C orgánico inicial expresado sobre materia seca, para poder comparar los resultados de los diferentes experimentos de autocalentamiento.

En la Figura 1a se muestra como el comportamiento de los lodos es diferente en función de su origen. Para el lodo de Orihuela, se observa un comportamiento casi lineal positivo entre el porcentaje de lodo en la mezcla y el incremento de la temperatura. En los demás escenarios (Otro) no tenemos suficientes experimentos para observar diferencias, aunque el

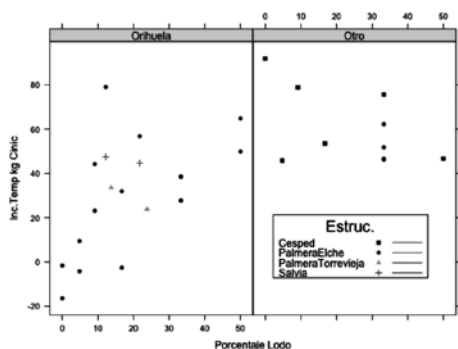


Figura 1a. Influencia del tipo y cantidad de lodo usado en el autocalentamiento

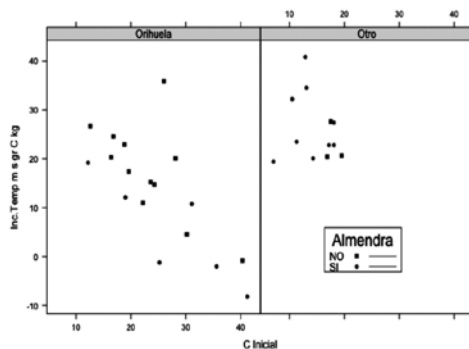


Figura 1b. Influencia del uso de corrector de C/N en el autocalentamiento

aumento del porcentaje de lodo parece inducir una tendencia al descenso en la exotermia. Este último resultado es el más esperable puesto que el aumento del lodo suele llevar asociado una pérdida de propiedades físicas que reduce la eficiencia de la biotransformación del material. También hemos de considerar que el uso de diferentes estructurantes genera diferentes dinámicas, observándose que los restos de palmera ejercen una función muy interesante al permitir una mayor tasa de participación en la mezcla del lodo, pudiendo aumentar la eficiencia en la gestión de los fangos mediante compostaje.

En la Figura 1b, observamos que la corrección/uso de corrector de C/N no ejerce una influencia en la exotermia del proceso sino más bien al contrario, parece reducirla al menos para los lodos de Orihuela. En otras localizaciones/lodos debido al escaso número de muestras se dan casos contrarios, pero no podemos saber si se debe a la experimentalidad o la propia condición del lodo.

En función del comportamiento de autocalentamiento, hemos podido clasificar los lodos en 3 grupos; el lodo de Orihuela tiene una clara relación inversa entre el incremento de la temperatura y la relación C/N inicial (Figura 2 y Tabla 1); el lodo de Torre Vieja que manifiesta una dependencia menor de la relación inicial, probablemente debido a que el rango de los experimentos ha sido muy corto.

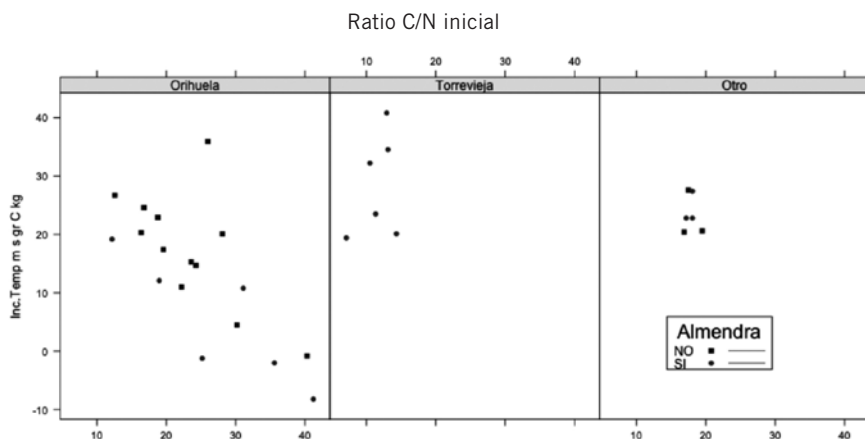


Figura 2. Correlación entre ratio C/N inicial y exotermia.

Tabla 1. Correlaciones entre parámetros asociados al autocalentamiento.

	Mat. seca lodo	Mat. seca estructurante	Ratio C/N inicial	Ratio C/N final	Incr T ^o /C inicial	Incr T ^o /mat. seca
Mat. seca lodo	1,00	0,258	-0,429	-0,481	0,226	0,232
Mat. seca estructurante	0,258	1,000	0,299	-0,417	-0,259	-0,237
Ratio C/N inicial	-0,429	0,299	1,000	0,483	-0,773	-0,752
Ratio C/N final	-0,481	-0,417	0,483	1,000	-0,506	-0,520
Incr. T ^o /C inicial	0,226	-0,259	-0,773	-0,506	1,000	0,997
Incr. T ^o /materia seca	0,232	-0,237	-0,752	-0,520	0,997	1,000

Considerando las gráficas de dispersión obtenidas, se establece una modelización mediante estadística Bayesiana, con modelos jerárquicos, y utilizando *priors* poco informativas para los hiperparámetros. Con el fin de mejorar la respuesta del modelo, se ha creado una variable a partir del porcentaje de lodo en terciles, es decir en tres categorías (<13 %, 13 %-33 %, >33 %). Este tipo de variable nos permite ajustar el modelo en escenarios correlacionados indirectamente con propiedades físicas diferentes en función de la participación del lodo como material residual secundario. Tremier y col. (2005) estableció que la respuesta respirométrica era altamente sensible a parámetros bioquímicos correlacionados con diferentes pools de C orgánico. Esa influencia se manifiesta de forma indirecta en los diferentes comportamientos observados para los lodos en este estudio, asociados probablemente a la diferente biodegradabilidad en sistemas de estabilización de fangos por oxidación completa frente a la digestión anaeróbica. En conclusión de esta aproximación, obtenemos un modelo para predecir el incremento térmico dado por:

En este modelo se obtiene una respuesta general que luego contiene toda una serie de factores ponderativos en función del uso de corrector de la relación C/N o el uso de lodos de diferentes orígenes que manifiestan un comportamiento diferente al modelo general. Al ser un modelo jerárquico, en cada escenario, si se verifica la condición entre paréntesis, se aplica el factor corrector. Una vez consolidados estos escenarios, se puede observar que existen tres grupos de lodo en función de su comportamiento térmico, aunque todos ellos dependen linealmente de la relación C/N inicial.

Tabla 2. Modelo del incremento térmico por kg C expresado sobre materia seca.

Tipo lodo	Constante	Corrección constante, si uso corrector C/N	Ratio C/N
Lodo Orihuela	34,52	-6,09	-0,75 * ratio C/N inicial
Lodo Torreveja	50,16	-6,09	-0,75 * ratio C/N inicial
Lodo Otro	39,98	-6,09	-0,75 * ratio C/N inicial

4. CONCLUSIONES

A pesar de la realización de múltiples experimentos de autocalentamiento haciendo uso de variables de optimización muy definidas, no se han obtenido resultados vigorosos de modelización que puedan ser extrapolados a otros lodos-escenarios de optimización. Se pone de manifiesto que en estos ensayos de autocalentamiento, la configuración de las mezclas y del propio experimento condiciona los resultados por encima de variables tradicionalmente consideradas clave en procesos de optimización. En este sentido la corrección de mezclas iniciales con materiales con elevada relación C/N no genera una mejor respuesta en la exoterminia del proceso. El aumento de la ratio C/N inicial (mayor proporción de agentes estructurantes) reduce la eficiencia biotransformadora del proceso, reflejada en un descenso de la emisión de calor del proceso siendo este aspecto muy significativo para el lodo procedente de la

EDAR de Orihuela. Parece claro que el estudio debe ampliarse y considerar específicamente las condiciones de aerobacidad del estudio junto a las interfaces lodo-material estructurante, siendo necesario verificar las conclusiones en ensayos de compostaje a escala compostera para poder extrapolar condiciones a escala industrial.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Sole-Mauri F., Illa J., Magry A., Prenafeta-Boldu F.X., Flotats X., 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technol.* 98, 3278-3293.
- Torres-Climent A., Martín-Mata J., Marhuenda-Egea F., Moral R., Barber X., Paredes C., 2014. Composting of the solid phase of digestate from biogas production: optimisation of the moisture, CN ratio and pH conditions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, en prensa.
- Tremier A., de Guardia A., Massiani C., Paul E., Martel J.L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technol.* 96, 169-180.
- Zhang Y., Lashermes G., Houot S., Doublet J., Steyer J.P., Zhu Y.G., Barriuso E., Garnier P., 2012. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Manage.* 32, 19-30.

Agradecimientos: Los autores quieren agradecer a AQUAGEST LEVANTE, S.A., AGUAS DEL ARCO MEDITERRÁNEO, S.A. y AIGÜES I SANEJAMENT D'ELX, S.A. por el apoyo económico para la realización del proyecto "Estudio para el desarrollo de compost de valor añadido usando metodologías de co-compostaje entre lodos de depuradora y restos de jardinería urbana".

COMPOSICIÓN, DEGRADABILIDAD Y POSIBILIDADES DE COMPOSTAJE DE RESTOS DE PODA DE JARDINERÍA PÚBLICA

Rafael Clemente^{1*}, Francisca Tovar², M^a Pilar Bernal¹, Raul Moral³

¹Dpto. de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura-CSIC, Murcia. *E-mail: rclemente@cebas.csic.es

²Delegación de levante, AUDECA, Grupo ELECNOR, Murcia.

³Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Alicante

Resumen: El objeto del presente trabajo fue caracterizar químicamente una selección de distintos restos vegetales de poda generados en la conservación y mantenimiento de espacios verdes públicos, estudiar su biodegradabilidad y la viabilidad de su compostaje como tecnología de valorización. Las especies estudiadas fueron: *Citrus aurantium*, *Cupressus sempervirens*, *Ficus nitida*, *Jacaranda mimosifolia*, *Ligustrum japonicum*, *Morus alba*, *Olea europea*, *Phoenix canariensis*, *Phoenix dactylifera*, *Tipuana tipu* y *Washingtonia robusta*. Así, se estudió el grado de descomposición que estos materiales pueden alcanzar por sí mismos, y se determinó la necesidad o no de inoculación para activar el proceso de degradación de su materia orgánica mediante un experimento de incubación. Todos los materiales estudiados mostraron cierta capacidad de degradación por sí mismos, y la adición del inóculo utilizado no significó en general una mejora significativa. Mediante un estudio en reactores a nivel de laboratorio se determinó la capacidad de auto-calentamiento, mediante el estudio del perfil térmico desarrollado bajo condiciones aeróbicas. Para ello se diseñaron dos mezclas de residuos de poda basados en la poda de otoño y en la poda de invierno, que se estudiaron solas o con la adición de estiércol vacuno al 5 y al 20 %. Los resultados obtenidos sugieren la posibilidad de la utilización de estos materiales, solos o en combinación, como materia prima en la preparación de compost de origen vegetal. Este estudio de los residuos vegetales permitirá optimizar las condiciones necesarias para su compostaje.

Palabras clave: restos vegetales; valorización; inóculo; degradación; perfil térmico.

1. INTRODUCCIÓN

Los restos vegetales de poda son un material cada vez más abundante debido a su continua generación tanto en las actividades agrícolas y forestales, como en las tareas de mantenimiento de parques y jardines urbanos, lo que plantea un grave problema de eliminación para la conservación del medio ambiente. A este respecto, los residuos generados por las diferentes tareas de mantenimiento de los espacios verdes públicos pueden dividirse en: restos de poda del arbolado; restos de siega, malas hierbas y hojarasca; y recortes de setos de especies arbustivas. A efectos de articular su gestión, estos materiales vegetales generados en la jardinería pública son considerados por la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, como residuos sólidos urbanos. Concretamente, se agrupan dentro de los biorresiduos, que comprenden tanto los restos de alimentos, como la denominada fracción vegetal (césped, hojas, restos de pequeño tamaño y restos de poda).

Tradicionalmente su gestión ha implicado su vertido controlado o su quema, y por tanto la pérdida de materia orgánica potencialmente valorizable en otros usos. Pero en la actualidad, el necesario ajuste a la legislación existente que impone la progresiva reducción del vertido de residuos urbanos biodegradables a vertederos municipales, hace necesaria la aplicación de nuevas soluciones para esos materiales. Por tanto, la gestión eficaz de estos residuos verdes ha de ir encaminada a aprovechar los recursos contenidos en ellos y a reducir el impacto que tiene su tratamiento en el medio ambiente mediante la mejora de las técnicas de reciclaje y reutilización. Una de las alternativas más interesantes desde un punto de vista económico y medioambiental es su compostaje, debido a que se trata de materiales con

características potencialmente adecuadas para ello, además de ser un tratamiento que tiene por finalidad convertir estos residuos en un producto beneficioso (compost).

Este trabajo tuvo como objetivos: i) caracterizar químicamente una selección de distintos restos vegetales de poda generados en la conservación y mantenimiento de parques, jardines y arbolado de alineación de carácter público; ii) conocer el grado de descomposición que estos materiales pueden alcanzar por sí mismos, y determinar la necesidad o no de inoculación para activar el proceso de degradación de su materia orgánica mediante un experimento de incubación; y iii) estudiar distintos parámetros relacionados con la evolución de la temperatura de las mezclas por sí solas o con la adicción de distintas cantidades de estiércol vacuno, con la finalidad de optimizar la proporción de vegetales-estiércol para su compostaje. Se determinaron los perfiles térmicos alcanzados durante el periodo de desarrollo de la fase bio-oxidativa, la velocidad y capacidad de autocalentamiento en las mezclas con y sin estiércol, y se calculó el potencial energético producido durante el autocalentamiento. Se pretende así conocer si el proceso de compostaje se produciría de forma natural o si precisaría de la incorporación de un activador que permitiera alcanzar las condiciones necesarias para que tenga lugar.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización de los ensayos se preseleccionaron restos de poda de once especies vegetales diferentes, en base a su mayor uso en el acondicionamiento de los espacios ajardinados mediterráneos (Tabla 1). En el laboratorio, los materiales fueron triturados para homogeneizarlos mediante un triturador mecánico (< 0,5 cm) y cada muestra fue dividida en tres sub-muestras. Una de ellas fue empleada para la determinación de la humedad y el contenido de materia orgánica de cada material. Otra sub-muestra se congeló hasta el momento de su utilización en el experimento. La última fue secada en estufa de aire forzado (60 °C, 48 h), y posteriormente molida en un molinillo eléctrico para su utilización en los distintos análisis. La caracterización consistió en el estudio de la humedad total, la materia orgánica (MO), el carbono orgánico total (C_{OT}), el N total, la relación C/N, y el contenido en lignina (Bernal y col., 1998).

Para el desarrollo del experimento de incubación se seleccionaron siete especies con características diferentes y de gran relevancia en jardinería pública: *C. aurantium*, *J. mimosifolia*, *M. alba*, *T. tipu*, *W. robusta*, y mezcla de *L. japonicum* y *C. sempervirens* (empleados de forma conjunta por ser especies que se utilizan habitualmente en la formación de setos, siendo habitual que se recojan mezclados los restos de poda generados). La incubación aerobia de los materiales seleccionados se llevó a cabo a temperatura constante de 26 °C, en ausencia de luz, y paralelamente con y sin inóculo. En recipientes de cierre hermético se colocó el material fresco, al que se le adicionó agua destilada o inóculo (extracto acuoso de un compost no maduro). En el interior del bote se colocaron viales con NaOH para atrapar el CO_2 desprendido por la mineralización de la materia orgánica, que se reemplazaron periódicamente durante 56 días; el CO_2 desprendido se evaluó mediante valoración del exceso de NaOH con HCl factorado (Bernal y col., 1998). Los tratamientos se realizaron por triplicado, y se compararon con el CO_2 retenido en recipientes vacíos utilizados como blancos. El ajuste de los resultados de desprendimiento de CO_2 al modelo cinéticos se realizó utilizando el programa SigmaPlot 10.0, mediante el cual se calcularon los parámetros de la ecuación: $C_m = C_0 \cdot (1 - e^{-kt})$, donde " C_m " es el carbono mineralizado (% C_{OT} añadido) en el tiempo t , " C_0 " es el carbono potencialmente mineralizable o biodegradable (% C_{OT} añadido), " k " es la constante de velocidad ($días^{-1}$) y " t " es el tiempo de incubación (días).

Los ensayos de autocalentamiento se llevaron a cabo utilizando dos mezclas distintas de restos de poda: M1 (otoño) constituida por *M. alba* (50 %), *J. mimosifolia* (15 %), *T. tipu* (15 %), *W. robusta* (15 %) y *C. sempervirens* (5 %); y M2 (invierno) compuesta por *C.*

aurantium (52 %), *M. alba* (21 %), *J. mimosifolia* (11 %), *T. tipu* (11 %) y *C. sempervirens* (5 %), con y sin la adición de estiércol (5 y 20 %). Las pruebas de autocalentamiento se desarrollaron mediante simulación en recipientes cilíndricos de 6 litros basados en la norma UNE-EN 16087-2, utilizando sondas de temperatura y el software HOBOWare Lite 3.3.1 para la visualización y análisis de los datos (Santos y col., 2014). La energía producida por la actividad microbiana (q) durante la prueba de auto-calentamiento se calculó mediante la siguiente expresión: $q(J)=m_{com} C_{p,com} \Sigma \Delta T$, donde m_{com} es la masa de compost y $C_{p,com}$ la capacidad de calor específico del compost ($J\ g^{-1}\ ^\circ C^{-1}$).

Tabla 1. Caracterización de restos vegetales iniciales (datos referidos a materia seca).

	C _{OT} (%)	N (%)	C/N	H ₂ O (%)	MO (%)	Lignina (%)
<i>Citrus aurantium</i>	43,8±0,04	1,8±0,03	24,1	62,6±0,49	32,8±0,48	35,0±0,17
<i>Cupressus sempervirens</i>	54,5±4,56	1,2±0,10	44,1	63,5±0,16	34,5±0,14	51,7±1,02
<i>Ficus nitida</i>	45,4±0,20	1,7±0,04	27,0	64,9±0,28	31,0±0,36	nd
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	45,9±0,83	1,1±0,05	43,1	55,1±0,41	43,4±0,41	49,7±0,63
<i>Ligustrum japonicum</i>	46,5±0,00	2,1±0,09	21,6	67,7±0,70	30,1±0,71	37,8±0,09
<i>Morus alba</i>	45,3±0,00	1,5±0,03	30,4	59,5±0,31	37,9±0,33	45,3±0,46
<i>Olea europaea</i>	46,5±1,06	0,9±0,07	49,5	44,0±0,09	52,3±0,02	nd
<i>Phoenix canariensis</i>	45,0±0,02	1,2±0,00	37,9	47,5±0,42	48,2±0,40	nd
<i>Phoenix dactylifera</i>	45,7±0,11	0,9±0,00	51,7	43,1±0,34	52,6±0,36	nd
<i>Tipuana tipu</i>	44,4±0,10	2,1±0,00	20,7	42,0±0,42	52,3±0,48	42,2±0,23
<i>Washingtonia robusta</i>	45,5±0,11	1,3±0,00	36,0	46,4±0,17	49,7±0,12	45,8±0,67

nd: no determinado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los restos de poda de las especies estudiadas presentaron un contenido hídrico muy variable, un elevado contenido de materia orgánica y, generalmente un porcentaje de C_{OT} elevado, mientras que el de N fue bastante bajo, dando lugar a una relación C/N alta, aunque con claras diferencias según el residuo (Tabla 1). Los residuos vegetales mostraron un elevado contenido de lignina (35-50 %), en general mayor en las muestras con concentraciones de C_{OT} más elevados.

La velocidad de desprendimiento de CO₂ presentó un comportamiento similar en todas las muestras, detectándose un incremento inicial o unos valores iniciales altos y posteriormente ésta disminuyó de una forma considerable y se mantuvo estable hasta el final de la incubación. En la Figura 1 se muestra la evolución de la velocidad de desprendimiento de CO₂ de tres especies de las estudiadas. Estos descensos bruscos en la velocidad de degradación son debidos a que ya se han terminado de degradar los componentes más fácilmente biodegradables y sólo quedan los más resistentes (ligninas, celulosa, etc.), y reflejan la diferente degradabilidad de los distintos materiales. La muestra de *C. aurantium* precisó de un periodo inicial de activación hasta que comenzó la degradación, en contraste con el resto de muestras (como *J. mimosifolia*) que presentaron en general la mayor velocidad al inicio de la incubación, con y sin inóculo. El efecto que tuvo la inoculación sobre la velocidad de desprendimiento de CO₂ no fue muy significativo, si bien se observó un ligero aumento en la muestra inoculada de *T. tipu* al inicio de la incubación.

El porcentaje de mineralización de C_{OT} al finalizar la incubación de los distintos restos vegetales se mostró dentro de un estrecho intervalo (1 a 5 % C_{OT}) correspondiendo el mayor valor a la especie *C. aurantium* (4,36 % C_{OT} mineralizado) y el menor a *W. robusta* (1,85 % C_{OT}), mientras que *T. tipu* fue la segunda de las especies estudiadas que más porcentaje de C_{OT} mineralizó (3,23 %). Las especies *J. mimosifolia*, *M. alba* y la mezcla *L. japonicum* y *C.*

sempervirens presentaron valores en torno al 2,5 %. En general, se observaron diferencias en el porcentaje de carbono potencialmente mineralizable (C_0) entre las muestras humedecidas con agua y las que se le adicionó inóculo (excepto *J. mimosifolia* (2,8 %) y *W. robusta* (1,8 %) que presentaron valores muy similares): *M. alba* y *T. tipu* aumentaron este porcentaje con el inóculo (de 3,0 a 3,6 %, y de 3,6 a 3,8 %, respectivamente), mientras que para *C. aurantium* y la mezcla de *L. japonicum* y *C. sempervirens* C_0 disminuyó con el inóculo (de 7,3 a 5,9 % y de 2,6 a 2,1 %, respectivamente).

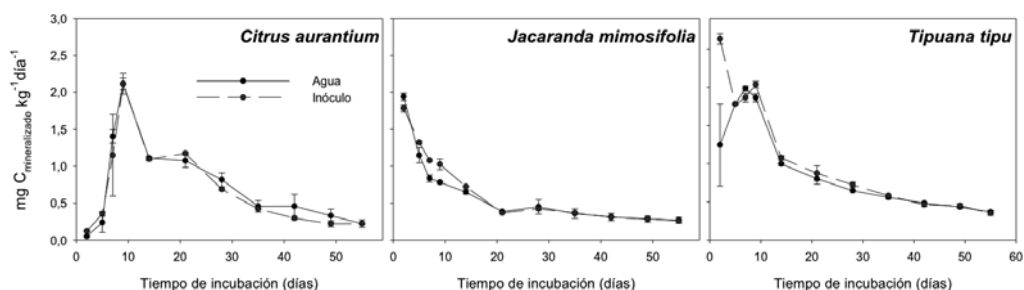


Figura 1. Velocidad de producción de C-CO₂ (mg C_{mineralizado} kg⁻¹ día⁻¹) en las muestras de *C. aurantium*, *J. mimosifolia* y *T. tipu*, con inóculo (símbolos rojos) y sin él (símbolos negros; media ± error estándar, n=3).

Los valores de la relación C/N fueron mucho más bajos calculados utilizando el C_0 (que puede ser de interés ya que representa la fracción del C con potencial actividad biológica) que con el C_{OT} . En la mezcla *L. japonicum*-*C. sempervirens* se halló la mayor diferencia (36 veces mayor), mientras que la menor diferencia se encontró en la especie *C. aurantium* (casi 6 veces mayor). Se observó una correlación negativa significativa entre el contenido en lignina y el C_0 ($P < 0,05$), indicando mayor resistencia a la degradación microbiana a mayor contenido en este material.

En los ensayos de autocalentamiento de las mezclas realizadas con restos de poda 'de otoño' (M1) y 'de invierno' (M2), con y sin la adición de estiércol, se observó una evolución de la temperatura muy similar: un importante aumento inicial de la temperatura hasta alcanzar un primer pico en torno a las 15 horas, debido a una alta actividad microbiana (Figura 2); después la temperatura disminuyó paulatinamente hasta la realización de un volteo de las muestras, donde tuvo lugar un repunte de la misma. Parece que para la mezcla M1 la opción más adecuada sería su compostaje sin aporte de estiércol vacuno, pues alcanzó las temperaturas más altas, manteniéndose estas más o menos constantes durante todo el ensayo. En cambio, la mezcla M2, alcanzó temperaturas más altas cuando se aportó estiércol, presentando un comportamiento más adecuado cuando se añade un 5 % de estiércol, ya que aunque la temperatura fue ligeramente inferior a la mezcla con el 20 %, esta se mantuvo casi constante durante el experimento (Figura 2).

El potencial energético producido por los microorganismos al final del ensayo de autocalentamiento osciló entre 7.334 y 13.142 kJ. Las mayores producciones de energía en el primer día de experimento se mostraron en las mezclas sin aporte de estiércol y las menores en las mezclas con un 5 % de estiércol (Tabla 2). La rapidez de energía producida en el primer día de ensayo indica la existencia de una buena actividad microbiana que además se mantiene a un buen nivel a lo largo del experimento. La mezcla M1 produjo más energía que la M2, aunque con la adición de estiércol en ambas proporciones esta relación se invirtió (Tabla 2).

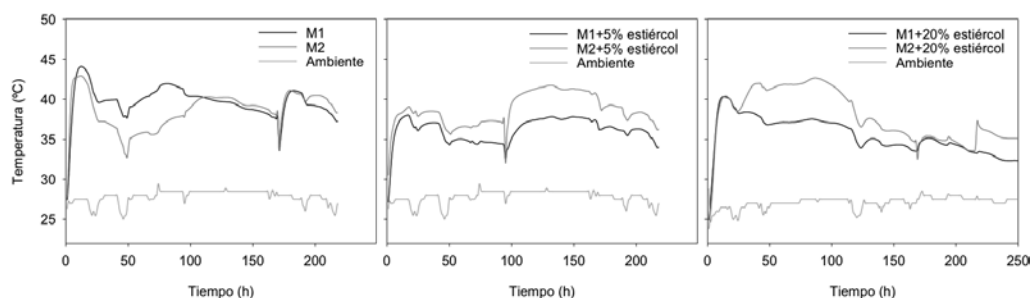


Figura 2. Evolución de la temperatura durante los ensayos de autocalentamiento.

Tabla 2. Energía (q (kJ)) producida durante el test de autocalentamiento de las distintas mezclas.

Tiempo (días)	q-M1	q-M2	q-M1+5 %	q-M2+5 %	q-M1+20 %	q-M2+20 %
1	1.622	1.599	850	997	1.366	1.307
2	3.126	2.719	1.766	2.060	2.812	3.108
7	10.195	8.789	5.603	7.392	8.371	10.868
9	13.142	11.927	7.334	9.610	10.087	12.679

4. CONCLUSIONES

Todos los materiales estudiados han mostrado cierta capacidad de degradación por sí mismos, y la adición de inóculo o estiércol no ha significado en general una mejora significativa. Estos resultados sugieren la posibilidad de la utilización de estos materiales, solos o en combinación, como materia prima en la preparación de composts de origen vegetal.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A., Cegarra J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technol.* 63, 91-99.
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (BOE núm. 181 de 29 de Julio de 2011).
- Santos A., Bustamante M.A., Moral R., Bernal M.P., 2014. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* (en prensa, DOI 10.1007/s11027-014-9593-0).
- UNE-EN 16087-2, 2012. *Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo. Determinación de la actividad aerobia. Parte 2: Ensayo de autocalentamiento para compost.* AENOR.

EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE COMO TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN SÓLIDA DE PURÍN DE CERDO A NIVEL DE GRANJA

José A. Sáez*, Rafael Clemente, Tania Pardo, M^a Pilar Bernal

Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura-CSIC, Murcia.

**E-mail: jstovar@cebas.csic.es*

Resumen: El objetivo de este estudio se centró en el seguimiento y evaluación del compostaje como tecnología de tratamiento de la fracción sólida (FS) del purín de cerdo a nivel de granja, en una zona con alta carga ganadera y por tanto con una alta concentración en la producción de dicho residuo. Para ello se seleccionó una granja de cría (madres y lechones hasta 20 kg) que contaba entre sus instalaciones con un sistema de separación sólido-líquido de tipo tornillo-prensa, además se utilizaron dos materiales diferentes como agentes estructurantes: paja de cereal y residuo del desmote de algodón. Durante el proceso de compostaje, se monitoreó la temperatura y se estudió la evolución de algunos parámetros físico-químicos en las mezclas. Así, la pila con residuo de algodón presentó un mayor desarrollo de la temperatura y degradación de la materia orgánica. Al final del proceso se determinó la calidad agronómica del compost, así como sus propiedades físicas a fin de evaluar su posible uso alternativo como sustrato en jardinería.

Palabras clave: compost, sustrato, residuo ganadero, lechones.

1. INTRODUCCIÓN

Según datos publicados por el INE en 2011, referentes al sector porcino, en la Región de Murcia para el periodo 1999-2009 se observó un descenso del 39 % en el número de explotaciones registradas, a la vez que se dio un incremento del 4 % en el número total de cabezas de porcino. Esta evolución en los datos da idea de una tendencia hacia la intensificación y especialización del sector ganadero en Murcia, donde cada vez se encuentran explotaciones con mayor número de unidades ganaderas (UGM), que además se concentran especialmente en unas pocas áreas productivas. Así, por ejemplo, entre los municipios de Lorca (46 %) y Fuente Álamo (15 %) se concentran más de la mitad de las granjas de porcino presentes en toda la región, lo cual a su vez conlleva un grave riesgo ambiental y un problema para la correcta gestión de los residuos generados por dichas actividades.

Así pues, aunque el almacenaje y posterior aplicación directa del purín de cerdo como abono o enmienda del suelo ha venido empleándose tradicionalmente en la agricultura de esta zona, ciertos limitantes, como son el hecho de que el ganadero pueda disponer de suficiente suelo agrario para aplicar el purín, unido a los límites de aplicación impuestos por la legislación (170 kg N/ha, en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos), ponen de manifiesto la necesidad de evaluar tratamientos alternativos para la gestión del purín porcino. El compostaje se plantea como una alternativa de gestión agrícola, reduciendo su peso, volumen y microorganismos patógenos, permitiendo además minimizar los riesgos ambientales inherentes al almacenaje y aplicación directa del purín al suelo. La estabilidad biológica de los composts permite exportar, de forma segura, el excedente de nutrientes contenidos en los purines a zonas deficitarias. Además, en los últimos años ha surgido un nuevo e importante campo de aplicación para los compost, como es su utilización como componentes de sustratos para el cultivo sin suelo y en jardinería. En este trabajo se estudia el compostaje de la fracción sólida del purín de cerdo en condiciones reales de granja de porcino, la selección del agente estructurante, la calidad del compost y sus posibles usos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El compostaje de la fracción sólida de purín de cerdo se llevó a cabo en una granja de cría (500 madres y 1500 lechones de hasta 20 kg) localizada en Guazamara (Almería), la cual está equipada con un separador sólido-líquido de tipo tornillo-prensa (separador mecánico sin floculantes). Se prepararon dos mezclas diferentes con la fracción sólida (FS) obtenida de dos maneras diferentes para dos ensayos de compostaje: obtención de FS en discontinuo y almacenamiento - el sistema tornillo-prensa funcionando varias horas al día, acumulación y almacenamiento durante un mes hasta la preparación de la pila de compostaje; obtención de FS en continuo - la fracción sólida se obtuvo con el sistema tornillo-prensa trabajando en continuo durante dos días y preparación de la pila al 3^{er} día.

La primera pila de compostaje se preparó usando FS en discontinuo y paja de cereal como agente estructurante (relación 3:2 en peso, respectivamente); se colocó sobre una superficie sólida cercana al separador y se construyó en forma trapezoidal (4,8 m³); el proceso de compostaje duró 170 días. Para la segunda pila se usó FS continua con residuo de desmote de algodón como agente estructurante (relación 3:1 en peso); la mezcla se preparó en forma trapezoidal pero con un tamaño mayor (19 m³), y el compostaje tuvo una duración de 190 días. Tanto la formación de las pilas, como los volteos periódicos (3 y 5 en las pilas 1 y 2, respectivamente) se realizaron con la maquinaria de la granja (Tractor: John Deere 3040SDT).

Durante el proceso se monitorizó la temperatura de las pilas en dos lugares (HOB0®. Data Loggers) y periódicamente (cada 3 semanas) se tomaron muestras del material (6 y 8 en la pila 1 y 2, respectivamente) compuestas de submuestras de siete puntos representativos de la pila en toda la profundidad de la misma. Dichas muestras se homogeneizaron y se dividieron en 2 fracciones: una se utilizó en fresco para determinar la humedad y la concentración de N-NH₄⁺; otra parte se congeló, liofilizó y trituró para la determinación de los parámetros físico-químicos: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), N total (NT), N-NO₃⁻, carbono hidrosoluble, carbono extraíble (NaOH 0,1M), carbono de ácidos fúlvicos tras precipitación de los húmicos a pH<2 (C_{AH}), índice de germinación (Zuconi y col., 1981) y elementos minerales (AAS) tras mineralización de la muestra (HNO₃/H₂O₂) en digestor de microondas. Las propiedades físicas: índice granulométrico (IG), espacio poroso total (EPT), densidad aparente (DA), densidad real (DR), capacidad de retención hídrica (CRH), volumen de agua (Va) y contracción (CT) se midieron según el método descrito por la Norma UNE-EN 13041 (2011).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evolución de la temperatura

Como se puede ver en la Figura 1a, ambos ensayos mostraron diferencias en la evolución de la temperatura. En el primer ensayo la evolución de la temperatura al inicio fue muy lenta, por lo que se decidió incorporar purín fresco a la mezcla, en el segundo volteo (día 28), lo que provocó una rápida activación del proceso, alcanzando temperaturas termófilas (>55 °C) durante al menos 15 días. Probablemente este desarrollo tan lento de la temperatura pudo ser debido a la degradación parcial de la materia orgánica más lábil contenida en la FS durante el mes de almacenamiento, como muestra el bajo contenido en C hidrosoluble de la FS almacenada (30,3 g kg⁻¹) si lo comparamos con la FS más fresca (50,4 g kg⁻¹) utilizada en el segundo ensayo.

La segunda pila mostró un rápido desarrollo de la temperatura, alcanzando valores termófilos durante la primera semana del proceso, que se mantuvieron durante 50 días. Este rápido incremento de la temperatura indica una intensa actividad microbiana (Bernal y col., 2009) que demuestra una mayor degradabilidad de la mezcla formada por la FS fresca y el

residuo de algodón. Esto se debió al alto contenido en carbono hidrosoluble de la FS fresca y a las características que proporciona el uso del residuo de algodón como estructurante a la mezcla ya que mejora la aireación, a la vez que regula mejor el exceso de humedad de la fracción sólida y por tanto promueve un rápido establecimiento de la actividad microbiana (Iqbal y col., 2010).

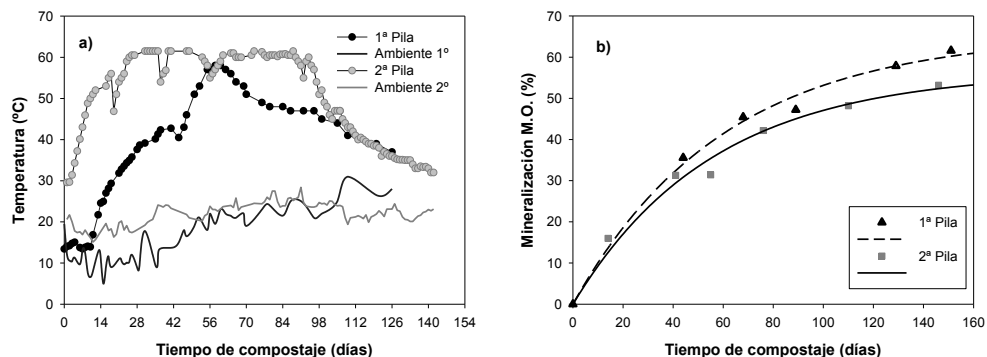


Figura 1. Evolución de la temperatura (a) y mineralización de la materia orgánica (b) en las dos pilas.

3.2. Evolución de los parámetros físico-químicos

En cuanto a la evolución del pH, se encontraron pequeñas diferencias entre ambas pilas durante el proceso. Ambas partieron de valores iniciales ligeramente alcalinos de 8,2 y 7,9 para las mezclas del primer y segundo ensayo respectivamente. Al inicio del proceso en el segundo ensayo destaca un pequeño aumento en el pH que no se observó en el primer ensayo, mientras que hacia el final del proceso, cuando la temperatura bajó de los 40 °C, en ambas pilas se observó un descenso progresivo del pH hasta valores finales más cercanos a la neutralidad, de 6,5 y 7,5 respectivamente. Este descenso en el pH durante las últimas etapas del compostaje ha sido atribuido en otros estudios al proceso de nitrificación microbiana (Nolan y col., 2011).

Asimismo, la mineralización del contenido en MO (Figura 1b) sigue un patrón similar en los dos ensayos, observándose los mayores valores de mineralización durante la fase biooxidativa, y estabilizándose en ambos compost hacia el final del proceso. El porcentaje de MO mineralizada fue mayor en el primer ensayo (60,5 %) que en el segundo (54,7 %). El COT disminuyó desde valores iniciales de 353 y 383 g kg⁻¹ en el primer y segundo ensayo, a valores de 250 y 265 g kg⁻¹ respectivamente, y mostro un descenso mayor y más progresivo en el segundo ensayo. Pero quizás lo más remarcable en cuanto a la evolución de la MO fue el mayor contenido en C_{AH} del segundo compost (1,8 %) respecto al primero (1,3 %) que indica un mejor proceso de humificación.

En la Figura 2, se representa la evolución de las formas del nitrógeno. Se pueden observar diferencias entre ambos ensayos. Así, al inicio del proceso en el primer ensayo destaca un rápido descenso del contenido de N-NH₄⁺, lo cual puede indicar pérdidas por volatilización como amoníaco, con la consiguiente pérdida del valor agronómico en el producto final. Mientras, en el segundo ensayo se observa un pequeño incremento del contenido de N-NH₄⁺, probablemente debido a la intensa actividad microbiana y degradación de la MO durante esta etapa, que lleva a la amonificación de parte del nitrógeno orgánico, con el consecuente incremento de pH antes comentado. En la última fase del proceso, en la pila 2 se observa un incremento en el contenido de NT, debido al efecto de concentración por la pérdida de masa en la mezcla, que no se observó sin embargo en la primera pila. Respecto a N-NO₃⁻, se observa al final del ensayo que en la pila 1 la práctica totalidad del nitrógeno inorgánico se encuentra en dicha forma, lo que indica que proceso de nitrificación sucedió correctamente. Sin embargo, en la pila 2 este

proceso de nitrificación no fue completo, manteniendo una concentración de N-NH_4^+ elevada, por lo que probablemente sería necesario un tiempo más prolongado de maduración con un mayor contenido en humedad (>40 %).

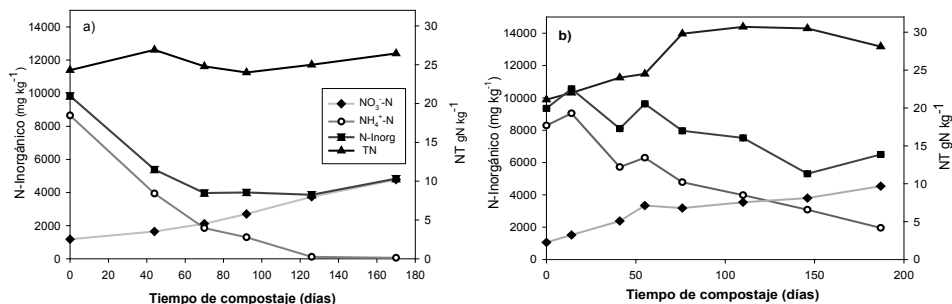


Figura 2. Evolución de las formas de nitrógeno durante el compostaje en la pila 1 (a) y 2 (b).

3.3. Características de los compost maduros

Las propiedades físicas de un compost se consideran tan importantes como las biológicas o químicas cuando se quiere usar en la formulación de sustratos en un cultivo sin suelo. Los resultados obtenidos en los composts indican que los dos podrían usarse como sustrato, pues cumplen en la mayoría de los parámetros (Tabla 1) con los límites de lo que se consideraría un sustrato óptimo, pero el uso de residuo de desmotado del algodón proporcionó características más adecuadas al producto final. Así, el compost preparado con paja de cereal presentó algunas desventajas como son el alto valor de índice granulométrico, que unido a la baja capacidad retención hídrica (CRH), podrían llegar a provocar problemas en el desarrollo de las raíces y necesitar mayor frecuencia de riego.

Tabla 1. Propiedades físicas del material final comparadas con los valores deseables para un sustrato.

	Compost 1 FS+Paja cereal	Sustrato ideal (Abad y col., 2001)	Compost 2 FS+R. algodón
Índice Granulométrico (%)	62,9	30-45	38,5
Espacio Poroso Total (% vol)	83,9	>85	81,8
Densidad Aparente (g cm ⁻³)	0,29	≤ 0,4	0,32
Volumen de aire (% vol)	38,4	20-30	23,4
Contracción (% vol)	8,8	< 30	16
Capacidad Retención Hídrica (ml L ⁻¹)	550	600-1000	810
Volumen de agua (% vol)	45,5	-	58,5
Densidad Real (g cm ⁻³)	1,83	-	1,77

Los compost maduros de las pilas 1 y 2 muestran un correcto valor de pH para cultivos (6,5 y 7,5); un alto contenido en MO (54,4 y 58,8 %), la cual puede mejorar la fertilidad del suelo; un alto contenido en NT (26,5 y 28,1 g kg⁻¹) del cual el N-inorgánico se encuentra principalmente en forma de N-NO₃ (5466 y 4537 mg kg⁻¹); un buen grado de madurez, si atendemos a algunos parámetros como su contenido en C_{AH}, el valor de su capacidad de cambio catiónico (105 y 95,7 meq/100g MO), y los altos valores del índice de germinación (87,5 y 80,2 %), que nos indican ausencia de efectos fitotóxicos. Además, en general el valor de concentración para metales pesados (Cd, Pb, Ni, Cr) está dentro de los límites establecidos

para la clase A por la legislación (RD 506/2013) excepto para Zn (5445 y 5405 mg kg⁻¹) y Cu (400 mg kg⁻¹ en ambos compost; clase C), debido al uso de la FS proveniente del purín de lechones muy alto en Zn, lo cual disminuye la calidad del producto final y limita su utilización.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que el compostaje puede ser una tecnología interesante para tratar la fracción sólida del purín de cerdo con la infraestructura disponible en una granja. El proceso mejora con el uso de una FS recolectada en fresco y además con el residuo de algodón como estructurante. El producto final obtenido es maduro, estable y con alto valor agronómico. Además podría tener un uso alternativo como componente de sustrato, que sería necesario evaluar. Se recomienda evitar la entrada de purín de lechones en la fracción sólida a compostar debido a su alto contenido en Zn que limita la calidad del compost.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manure and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.* 100, 5444-5453.
- Iqbal M.K., Shafiq T., Ahmed K., 2010. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technol.* 101, 1913-1919.
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2011, datos publicados del Censo Agrario 2009. <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=/t01/p042/E01&file=inebase> (fecha de consulta: 30/11/2009).
- Nolan T., Troy S.M., Healy M.G., Kwapinski W., Lawlor P.G., 2011. Characterization of compost produced from separated pig manure and variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresource Technol.* 102, 7131-7138.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto LIFE+ Manev (LIFE09 ENV/ES/000453).

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA MEZCLA DE SUBPRODUCTOS DE AZUCARERA CON LODOS DE EDAR DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE: APLICACIÓN DE TÉCNICAS ACOPLADAS ATG-FTIR

Rocío Rodríguez-Barroso, Fatiha Oudghiri, Elizabeth Blázquez, José Luis García-Morales*

*Departamento de Tecnologías del Medioambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales (CASEM)
Pol. Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real (Cádiz). España.*

**E-mail: joseluis.garcia@uca.es Universidad de Cádiz.*

Resumen: En el trabajo se presentan los resultados de la mezcla de un subproducto de la extracción del azúcar de la remolacha, comercializado por Azucarera bajo la marca comercial Carbocal y normalmente empleado como una enmienda mineral, con lodos de EDAR durante su proceso de compostaje. La mezcla con éstos se realizó durante su proceso de compostaje a escala piloto en un sistema de pilas volteadas, en su fase de maduración, en comparación con una pila testigo sin dicha adición. Para evaluar la evolución del proceso y las distintas características finales del compost obtenido se utilizaron técnicas instrumentales acopladas (ATG-FTIR). Los resultados de análisis termogravimétrico de las muestras de compost de lodo testigo tuvieron el porcentaje más elevado de pérdida de peso, pérdidas que fueron menores en el caso de la mezcla con Carbocal para el mismo periodo. Estas diferencias fueron debidas a la ralentización del proceso de maduración. El producto final obtenido de la mezcla presentaría unas características intermedias a los productos de partida en referencia su contenido orgánico y mineral. Estos resultados se confirmaron con el análisis de los gases emitidos durante el proceso a través de la técnica acoplada (ATG-FTIR). La mezcla con Carbocal no supuso una distorsión apreciable en la normal evolución del proceso de maduración del compost de lodos.

Palabras clave: termogravimetría; infrarrojo; maduración compost; lodos; Carbocal.

1. INTRODUCCIÓN

El compost de lodos de depuradora tiene una gran aceptación agronómica en su uso como enmienda de suelo, principalmente por su contenido en materia orgánica y nutrientes. Actualmente existen muchas experiencias de co-compostaje de los lodos con diferentes sustratos, la mayoría subproductos de origen agrícola o de la industria alimentaria, que mejoran las propiedades físico-químicas y agronómicas del compost generado. En otros casos dichos subproductos se emplean directamente en agricultura, éste es el caso de alguno de los subproductos de la extracción del azúcar de la remolacha comercializado por Azucarera como el Carbocal. Éste se puede definir como una enmienda mineral procedente de la depuración del jugo azucarado de la remolacha. En este estudio se evalúa su mezcla con el compost de lodo puede complementar sus características. Asimismo, en la vertiente de los nuevos métodos analíticos de caracterización de este tipo de sustratos, recientemente se han empleado por varios autores técnicas de degradación térmica, tales como termogravimetría (TG), y su derivada (DTG), en combinación con otras como espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR). Sin embargo no existen estudios en el ámbito del compostaje que combinen las dos técnicas acopladas (TG-FTIR), donde se registran e interpretan los espectros de los gases generados durante la descomposición térmica de la muestra. El objetivo del presente estudio es evaluar la influencia que la adición de Carbocal en el periodo de maduración de un compost de lodos tiene sobre la evolución de esa fase del compostaje y las características finales del producto generado utilizando como herramienta de evaluación la técnica combinada ATG-FTIR.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Plan de trabajo

Los ensayos se han llevado a cabo en las instalaciones que la empresa Valoriza Servicios Medioambientales S.A. tiene ubicadas en Jerez de la Fra. (Cádiz). En ella se estableció un ensayo de compostaje de pilas volteadas con dos pilas de aproximadamente 10 Tn ($1,5 \text{ m} \times 3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$). Para el montaje se partió de una partida de lodos de la EDAR Guadalete (Jerez de la Fra., Cádiz) mezclados con restos de poda en proporción (1:1) para aumentar la porosidad la mezcla. Una vez concluida la fase inicial de fermentación, se establecieron las dos pilas de ensayo para observar la influencia que la adición de Carbocal (Cb) tiene sobre el proceso de maduración. A una de ellas se le adicionó Cb en un 18 % en peso (8,16 Tn lodo+1,82 Tn Cb), denominándose Pila1-P1, estableciéndose una pila control de lodo sin Cb (Pila 2-P2). Para su seguimiento se han realizado muestreos quincenales con la determinación in situ de temperatura y análisis ATG-FTIR. La fase de maduración se consideró finalizada cuando la temperatura interna de las pilas era próxima a la temperatura ambiente, tras unos 100 días (t100). La humedad de los ensayos no fue corregida en todo el proceso de compostaje siguiendo las prácticas establecidas en la instalación industrial.

2.2. Métodos de análisis: Espectroscopia Infrarroja FTIR-ATR y acoplada ATG-FTIR

Se realizaron mediciones de espectroscopia de absorción infrarroja (FTIR) con un equipo del modelo PerkinElmer Spectrum 100 en modo de Reflexión Total Atenuada (ATR). Para su análisis se colocaron 2 g de la muestra homogenizada sobre el accesorio ATR aplicando una fuerza constante. Los espectros FTIR-ATR se obtuvieron por triplicado, usando 16 barridos ("scans") a una resolución de 4 cm^{-1} en el intervalo de $4.000\text{-}650 \text{ cm}^{-1}$.

La medición simultánea TG-FTIR en tiempo real de los productos generados durante el calentamiento de la muestra se realizaron mediante un analizador térmico PerkinElmer STA 6000 acoplado a un FTIR (PerkinElmer Spectrum™ 100) a través de una línea de transferencia TL 8000 a $270 \text{ }^{\circ}\text{C}$, para evitar cualquier riesgo de condensación de compuestos orgánicos pesados. Previo a los análisis, las muestras de compost se secaron al aire, molturaron en mortero de ágata y se tamizaron ($0,250 \text{ mm}$). Aproximadamente 20 mg de muestra se introdujeron en el crisol del aparato y se calentaron con una rampa constante de temperatura ($10 \text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$) desde $50 \text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta $600 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bajo condiciones de oxidación de $25 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ con aire sintético (21 % O_2 y 79 % N_2) y posteriormente hasta $850 \text{ }^{\circ}\text{C}$ bajo atmósfera de nitrógeno y un flujo de $25 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ para determinar los compuestos inorgánicos. El FTIR se ha configurado para recoger continuamente fondo con corrección de espectros en un intervalo de número de onda entre 4.000 y 450 cm^{-1} con una resolución de 4 cm^{-1} y una acumulación por espectro.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como parámetro indirecto de control del proceso de compostaje se midió periódicamente la temperatura de las pilas y la ambiental. En su seguimiento se observó una primera etapa de elevación de la temperatura hasta unos $70 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (sobre el día 20) y un mantenimiento en rango termofílico ($45\text{-}55 \text{ }^{\circ}\text{C}$) durante un periodo de aproximadamente 40 días (Pila 2) y 60 días (Pila 1) y una bajada hasta valores próximos a la temperatura ambiente entre el día 100 y 120. La evolución inicial es similar en ambas pilas, sin embargo la pila testigo prolonga su periodo termofílico durante un mayor número de días; este fenómeno se puede asociar a una ralentización del proceso biológico debido a su mezcla con el Carbocal.

En el presente apartado se recogen únicamente los resultados de la comparación de ambas pilas al finalizar la maduración para poner de manifiesto las potencialidades que el uso de la técnica combinada ATG-FTIR presenta en la evaluación de la calidad del compost.

3.1. Espectros FTIR

Los espectros FTIR (Figura 1) de los dos compost, después de 100 días de maduración, mostraron una banda ancha común sobre 3.400 cm^{-1} (especialmente intensa para P2t100), generalmente atribuida a vibraciones de estiramientos O-H de los grupos hidroxilo unidos y no unidos y agua, y dos picos diferenciados en el rango $2.918\text{--}2.857\text{ cm}^{-1}$ debido a estiramientos C-H de grupos metileno que constituyen el esqueleto de moléculas orgánicas (Smith, 1999). La banda entre 1.600 y 1.640 cm^{-1} , con un máximo en 1.627 cm^{-1} , debido a estiramientos C=O de grupos amidas en proteínas, pero también atribuibles a grupos aromáticos C=C y estiramientos C=O de carboxilos y amidas.

A diferencia del espectro de la pila P1t100, la pila P2t100 muestra una pequeña banda alrededor de 1.549 cm^{-1} que se puede asociar con vibraciones de amida II, observado por Smidt y col. (2002) en los lodos de depuradora. La banda situada alrededor de 1.411 cm^{-1} , se asocia a menudo con la presencia de carbonatos que también absorben a 876 cm^{-1} , y fue más intensa en el espectro P1t100, debido a la mezcla con Carbocal.

Otras bandas de absorción en la región de 1.170 a 1.000 cm^{-1} , con una banda intensa a 1.032 cm^{-1} en P2, se pueden atribuir a la vibración OH de los compuestos minerales presentes en el lodo (Francioso y col., 2010), así como de otros compuestos tales como hidrocarburos y silicatos que también absorben en esta región (Oliveira Silva y col., 2012), disminuyendo en el espectro de P1.

Los espectros FTIR de las muestras (P1t100) y (P2t100) son cualitativamente similares en cuanto a presencia y ausencia de picos, salvo la diferencia en la intensidad relativa de los picos. El compost procedente de la mezcla (P1t100) presentó menor intensidad en las bandas de absorción relacionadas con compuestos orgánicos, pero mayor intensidad en los procedentes de compuestos inorgánicos debido al aporte de Carbocal.

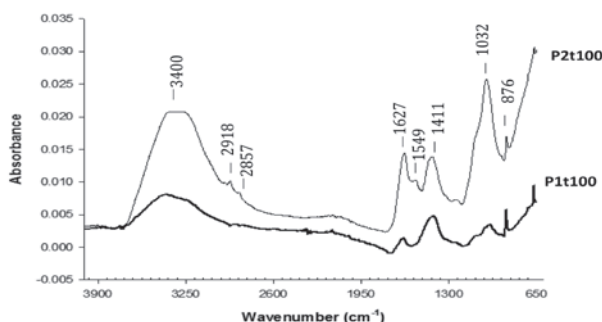


Figura 1. Espectros FTIR de la pila control (P2) y mezcla (P1) a los 100 días de maduración (t100).

3.2. Análisis ATG-FTIR

Comparando las curvas DTG a los 100 días de la fase de maduración (Figura 2), se distinguen dos picos en el rango entre 200 y $600\text{ }^{\circ}\text{C}$, debido a las pérdidas asociadas a la materia orgánica; el primero entre $200\text{--}400\text{ }^{\circ}\text{C}$ y el otro entre $400\text{--}600\text{ }^{\circ}\text{C}$ que se atribuyen, respectivamente, a la degradación de materia orgánica lábil (carbohidratos tales como celulosa y lignina) y materia orgánica recalcitrante (compuestos aromáticos u otros polifenoles, distintivo de una fracción más humificada y estable de la orgánica). Estos picos son acordes a los resultados de FTIR descritos en el apartado 3.1 y coinciden con los descritos por otros autores en muestras de características similares (Marhuenda-Egea y col., 2007; Fernández y col., 2012). Las pérdidas de masa por materia orgánica son menores para la mezcla P1 (25,2 %) frente a la referencia P2 (33,3 %), y sin embargo mucho mayores en el rango $600\text{--}830\text{ }^{\circ}\text{C}$ (14,6 % para P1 vs 5,9 % para P2) debido al enriquecimiento con Carbocal.

La Figura 3 muestra una gráfica tridimensional de los espectros FTIR de los gases generados durante la degradación térmica entre 50 y 830 °C en el intervalo 4.000-450 cm^{-1} de la pila control de lodo (P2) y la de su mezcla con Carbocal (P1). Los resultados son similares al FTIR (apartado 3.1.), características funcionales de las dos pilas cualitativamente similares pero con una diferente intensidad del espectro registrado.

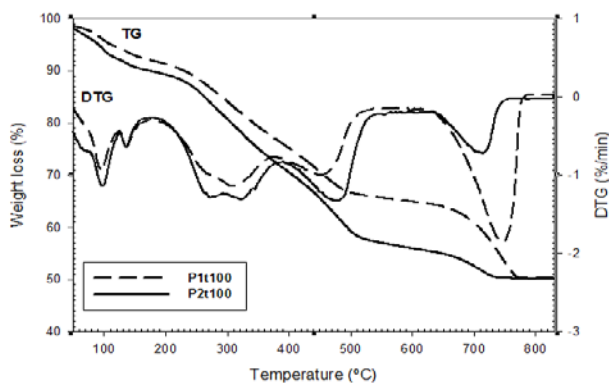


Figura 2. Curvas TG y DTG a los 100 días de maduración para la mezcla (P1) y control (P2).

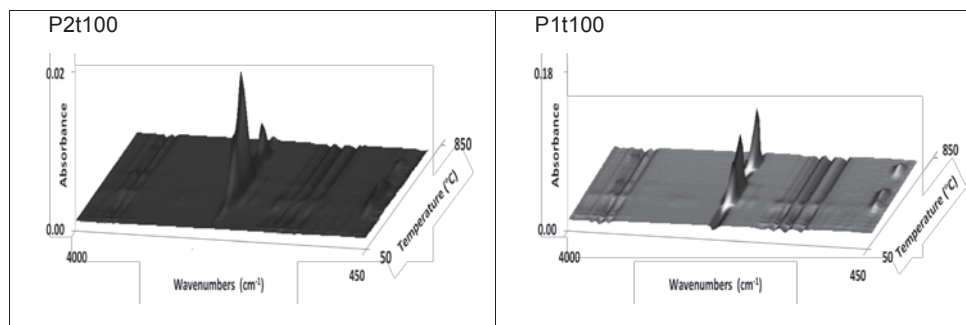


Figura 3. Espectros FTIR tridimensionales de los gases generados durante la descomposición térmica de la pila control (P2) y mezcla (P1) a los 100 días de tiempo de maduración (t100).

En ella se puede observar el pico de absorción de OH entre 4.000 y 3.500 cm^{-1} y 1.900-1.300 cm^{-1} característico del agua asociada a la propia humedad del lodo en el intervalo de temperatura entre 50 y 200 °C, y en este mismo intervalo aparecen las bandas de absorción (850-736 cm^{-1}) relacionadas con la posible presencia del amoníaco (NH_3). En el rango de temperaturas 200-600 °C los gases emitidos se corresponden con las bandas asociadas al CO_2 (grupo funcional C=O en la banda de absorción entre 2.400-2.250 y 669 cm^{-1}) que coincide con el pico más elevado observado en el FTIR. En el mismo rango también aparecen bandas a 2.850-3.030 cm^{-1} asociadas al estiramiento C-H debidas principalmente a la presencia de CH_4 , y un pico de absorbancia en la región de 1.697-1.800 cm^{-1} asociado a la presencia de grupo funcional C-OH, debido al CH_3COOH (Singh y col., 2012) más intensa en P1 y asociado a su menor estado de maduración. Finalmente entre la temperatura 600 y 830 °C, la intensidad de la banda de absorción asociada al CO_2 aumentó de forma pronunciada en P1, debido principalmente al enriquecimiento de compuestos minerales en las muestra con su mezcla con el Carbocal. La técnica acoplada proporciona datos similares al FTIR, complementándose ambas técnicas.

4. CONCLUSIONES

La mezcla del compost de lodos de depuradora con Carbocal en el periodo de maduración permiten obtener un sustrato con unas características intermedias, contenido superior en materia orgánica a la enmienda mineral de partida pero con el poder corrector de la acidez y la presencia de compuestos de interés agronómico (K, P) de este producto. La adición en un 18 % el periodo de maduración no supone una influencia negativa en la normal evolución del proceso de compostaje y la estabilización de la materia orgánica. El uso de la técnica acoplada ATG-FTIR en este tipo de matrices es novedosa y permite evaluar conjuntamente la composición orgánica y mineral de muestras de compost e indicios sobre su estado de maduración.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Fernández J.M., Plaza C., Polo A., Plante A.F., 2012. Use of thermal analysis techniques (TG-DSC) for the characterization of diverse organic municipal waste streams to predict biological stability prior to land application. *Waste Manage.* 32, 158-164.
- Francioso O., Rodríguez-Estrada M.T., Montecchio D., Salomoni C., Caputo A., Palenzona D., 2010. Chemical characterization of municipal wastewater sludges produced by two- phase anaerobic digestion for biogas production. *J. Hazard. Mater.* 175, 740-746.
- Marhuenda-Egea F.C., Martínez-Sabatera E., Jordá J., Sánchez-Sánchez A., Moral R., Bustamante M.A., Paredes C., Pérez-Murcia M.D., 2007. Evaluation of the aerobic composting process of winery and distillery residues by thermal methods. *Thermochimica Acta* 454, 135-143.
- Oliveira Silva J., Filho G.R., da Silva Meireles C.D.S., Ribeiro S.D., Vieira J.G., Vieira da Silva C., Cerqueira D.A., 2012. Thermal analysis and FTIR studies of sewage sludge produced in treatment plants. The case of sludge in the city of uberlândia-MG, Brazil. *Thermochimica Acta* 528, 72-75.
- Smidt E., Lechner P., Schwanninger M., Haberhauer G., Gerzabek M.H., 2002. Characterization of waste organic matter by FT-IR spectroscopy: application in waste science. *App. Spectroscopy* 56, 1170-1175.
- Smith B., 1999. *Infrared Spectral Interpretation*, CRC Press, Boca Raton, FL, p. 264.
- Singh S., Wu C., Williams P.T., 2012. Pyrolysis of waste materials using TGA-MS and TGA-FTIR as complementary characterisation techniques. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 94, 99-107.

La Red Española de Compostaje (REC), formada por universidades, centros de investigación y tecnológicos públicos y privados, y las empresas del sector de la gestión y valorización de los residuos orgánicos, tiene como finalidad estimular tanto la actividad investigadora como la transferencia y la divulgación de los avances científicos y técnicos en este ámbito (www.recompostaje.com).

Dentro de las actividades de difusión que desarrolla la REC se encuentra la organización de jornadas científicas, que se celebran cada dos años, y la publicación de monográficos especializados. En este sentido, este libro muestra las contribuciones de las **IV Jornadas de la Red Española de Compostaje - REC-2014. "De Residuo a Recurso: Estrategias de Gestión, Tratamiento y Valorización en el Horizonte 2020"**, celebradas en el CEBAS-CSIC, donde se presentan los avances científicos en el ámbito del reciclado y valorización de residuos orgánicos.

RETEMA

Revista Técnica de Medio Ambiente



Nugest.



ISBN 978-84-617-2429-1



9 788461 724291