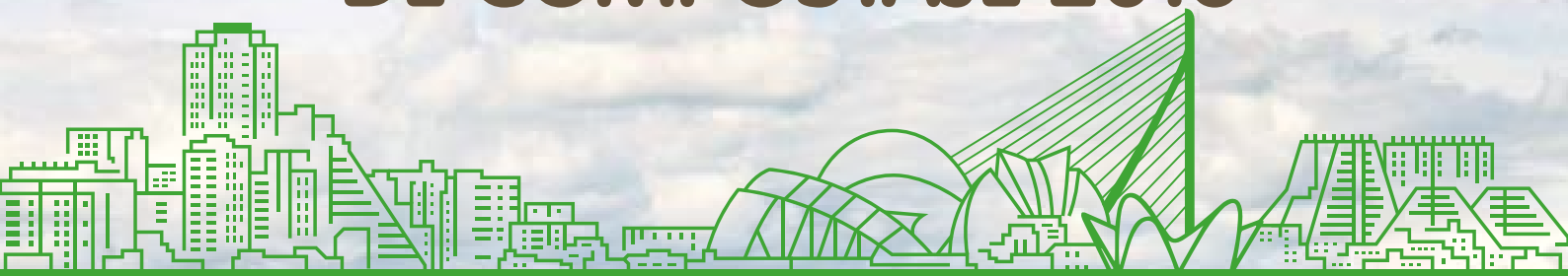
VALENCIA, 14 AL 16 NOVIEMBRE 2018

6as

JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE 2018



GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS ORGÁNICOS. PONIENDO EN MARCHA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN LA SOCIEDAD

Organiza:

global omnium

ivia Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias

COMPOSTAJE RED ESPAÑOLA

Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad

Editores:
Remedios Albiach Vila
Rodolfo Canet Castelló
Tatiana Montoya Martínez
Ana Pérez Piqueres
Ana Quiñones Oliver
Pedro Rojo Jarabo

Editado por:
Red Española de Compostaje

© 2018. Los autores
© 2018. Red Española de Compostaje

Edita: Red Española de Compostaje
R. Albiach Vila, R. Canet Castelló, T. Montoya Martínez, A. Pérez Piqueres, A. Quiñones Oliver, P. Rojo Jarabo (eds.)
Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad
Red Española de Compostaje, 2018, 570 pp.
ISBN: 978-84-09-09152-2

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 de Copyright.

Índice

Prólogo 15

Compostaje y otras transformaciones de los residuos orgánicos

CO-DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS CON SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS DE LA ACEITUNA DE MESA 19
José Ángel Rubio, Miguel Suffo, Enrique Toro, Fernando Estevez, José L. García-Morales

DESCENTRALIZACIÓN DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS EN EL FOMENTO DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR. PROYECTO DECISIVE 25
Marga López, Gisela Sommer, Teresa Guerrero

IMPORTANCIA DE LOS MATERIALES INICIALES EN LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA DE SU FRACCIÓN HIDROSOLUBLE..... 31
Frutos C. Marhuenda-Egea, Daniel Dinza Tejera, Encarnación Martínez Sabater, Mª Angeles Bustamante Muñoz, Raul Moral Herrero, Joaquín Moreno Casco

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE LODO DE DEPURADORA BAJO CUBIERTA SEMIPERMEABLE: RELACIONES ENTRE LAS ACTIVIDADES MICROBIOLÓGICAS Y LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS..... 37
Manuel Toledo, Mª Carmen Gutierrez, José Ángel Siles, Arturo F. Chica, Concepción Calvo, Mª Ángeles Martín

DESARROLLO DE UN PROCESO DE COMPOSTAJE PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN UNA GRANJA CUNÍCULA 43
Juan Manuel Antolín Rodríguez, Mercedes Sánchez Báscones, Mari Cruz García González, Diego Conde-Cid, María Soto-Herranz

ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y LA ACTIVIDAD DE LA COMUNIDAD FÚNGICA DURANTE EL COMPOSTAJE DE ALPERUJO..... 49
Germán Tortosa, Fernando Torralbo, Paula Maza-Márquez, Elisabet Aranda, Concepción Calvo, Carmen González-Murua y Eulogio J. Bedmar

LIFE-ANADRY: EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO PRE-INDUSTRIAL DE DIGESTIÓN SECA PARA TRATAR LODOS DE EDAR URBANAS 55
M. Esteban-Gutiérrez, E. Aymerich, J. Garcia-Aguirre, L. Pastor, J.E. Sánchez-Ramírez, S. Doñate, C. Lardín, R. Romaguera, E. Mino

ESTUDIO COMPARATIVO DE LA ACTIVIDAD XILANASA EN MUESTRAS DE COMPOST OBTENIDAS A PARTIR DE DIFERENTES MATERIAS PRIMAS..... 61
María José Estrella-González; Francisca Suárez-Estrella, María José López, Juan Antonio López-González, Macarena del Mar Jurado, Joaquín Moreno

VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LOS RESTOS VEGETALES EN EL MERCADO DE ABASTOS DE VALENCIA (MERCAVALÈNCIA) 67
Vicent Blay, Josep Roselló, Ana Quiñones, Ana Pérez-Piqueres, Rodolfo Canet

RECICLADO DE LOS RESIDUOS DE MATADERO MEDIANTE SU CO-COMPOSTAJE CON PODA Y SERRÍN. UN CASO DE ESTUDIO PRÁCTICO EN EL CANTÓN GUARANDA (ECUADOR)..... 73
Irene Gavilanes-Terán, Victoria Chimbo-Orellana, Julio Idrovo-Novillo, Nancy Veloz-Mayorga, Roberto Erazo-Arrieta, Mª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes

EFECTOS SOBRE EL RENDIMIENTO DEL PROCESO DEBIDO A MODIFICACIONES TECNOLÓGICAS Y DE PROCESO EN LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA (BARCELONA) 79
Emma Cecilia Girón Rojas, Alba Maench, Ricard Jorba, Marta Viladés, Marga López, N. Aguirre, M. Otxandiano, J.S. Arizmendiarrieta, N. Irigoien

ABERE SOC COOPERATIVA: 10 ANOS DE EXPERIENCIA EN EL COMPOSTAJE *IN SITU* DE LAS DEYECCIONES GANADERAS DE LA CABANA ALAVESA 85
N. Aguirre, M. Otxandiano, J.S. Arizmendiarrieta, N. Irigoien

ANÁLISIS METAGENÓMICO DE LA COMUNIDAD BACTERIANA EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS..... 91
Anny Camelo Castillo, María José López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena del Mar Jurado, Juan Antonio López-González y Joaquín Moreno

ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO Y ESPECTROSCOPÍA NIR PARA EVALUAR EL IMPACTO OLOROSO DERIVADO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE DISTINTAS MATERIAS PRIMAS 97
Manuel Toledo, Mª Carmen Gutiérrez, Aida Gil, José Ángel Siles, Arturo Chica, Mª Ángeles Martín

APROXIMACIÓN AL CONTROL DE PROCESOS DE COMPOSTAJE MEDIANTE TÉCNICAS DE BAJO COSTE..... 103
Emma Cecilia Girón, Raúl Moral, Marga López, María Dolores Pérez-Murcia, María Ángeles Bustamante, Enrique Agulló, Encarnación Martinez-Sabater, José Antonio Sáez-Tovar

CARACTERIZACIÓN METAGENÓMICA FÚNGICA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS 109
Anny Camelo Castillo, Francisca Suárez-Estrella, María José López, Juan Antonio López-González, Macarena del Mar Jurado, Joaquín Moreno

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS: USO DE ANÁLISIS TÉRMICO Y ESPECTROSCOPÍA DE FLUORESCENCIA EN LA DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL PROCESO Y DEL PRODUCTO 115
Encarnación Martínez-Sabater, María Dolores Pérez-Murcia, Miguel Ángel Domene, Alicia María González Céspedes, María Ángeles Bustamante, Frutos Carlos Marhuenda-Egea, Xavier Barber, David Bernardo López-Lluch, Raúl Moral

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA CERVECERA Y DE LA INDUSTRIA PAPELERA: HILERA VS TAMBOR ROTATORIO..... 121
Antonio Rosal, David Bueno, María V. Palenzuela, Francisco B. Sánchez, María T. Fernández, Itziar Aguirre, José L. García

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS PROCEDENTES DE ALMAZARA EN ZONAS RURALES DEL INTERIOR DE LA PROVINCIA DE ALICANTE: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN MILLENA..... 127
Borja Sánchez-García, María Ángeles Bustamante, María Pilar Gomis, María del Valle Palenzuela, Concepción Paredes, María Dolores Pérez-Murcia, Josep Roselló, Raúl Moral

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES Y ESTIÉRCOL. EFECTO DEL SISTEMA DE AIREACIÓN Y DEL TIPO DE ESTIÉRCOL EN LA EVOLUCIÓN DEL PROCESO Y EN LA CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS 133
Víctor Hugo Valverde, Cristian Ernesto Basantes, Irene Gavilanes-Terán, Julio Idrovo-Novillo, Mª Angeles Bustamante, Concepción Paredes

COMPOSTAJE DE ESTIERCOL DE OVEJA Y GALLINAZA CON RESTOS DE PODA DE VID ... 139
Aurelia Pérez-Espinosa, Luis Navarron, Mª Dolores Pérez-Murcia, Enrique Agulló, Mª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes, Raúl Moral

DESARROLLO DE SINERGIAS TERRITORIALES PARA LA GESTIÓN DE MATERIA ORGÁNICA RESIDUAL AGRÍCOLA Y URBANA: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN VILLENA (ALICANTE) 145
Francisco Borja Sánchez-García, Mª Teresa Fernández-Suárez, María del Valle Palenzuela, Raúl Moral, Mª Ángeles Bustamante, Mª Dolores Pérez-Murcia, María Teresa Cháfer

DESARROLLO DE UN COMPOST ORIENTADO A LA AGRICULTURA ECOLÓGICA BIODINÁMICA CON RASPÓN DE VID Y ESTIÉRCOL DE OVEJA: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN NOVELDA (ALICANTE) 151
Francisco Borja Sánchez-García, Mª Teresa Fernández-Suárez, María del Valle Palenzuela, Alfons Dominguez, Raúl Moral, Mª Ángeles Bustamante, Mª Dolores Pérez-Murcia

EFECTO DE VARIOS PRETRATAMIENTOS PARA MEJORAR LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA CON LODO DE AGUAS RESIDUALES 157
Rosario Solera, Diego Sales, María Luisa Muñoz, Montserrat Pérez

EFECTOS CONTAMINANTES DE BALSAS DE ALPECHIN: IMPACTO SOBRE LA BIOTA 163
Ana Siles-Castellano, María J López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, Juan López-González, Joaquín Moreno

ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD METANOGÉNICA (BMP) DE CO-DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LODOS Y DE LODOS PRETRATADOS 169
Rosario Solera, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Montserrat Pérez

ENSAYOS DE DIFERENTES MODELOS DE VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS EN EL MUNICIPIO DE BELLÚS (VALENCIA) 173
Mª Teresa Fernández-Suárez, Francisco Borja Sánchez-García, Mª Angeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral

ENSAYOS PARA LA OPTIMIZACION DEL COMPOSTAJE DE PODAS DE GRANADO (*PÚNICA GRANATUM*) EN UN ENTORNO DE ACREDITACIÓN GLOBAL GAP©: PILOTO AGROCOMPOSTAJE SANT JOAN (ALICANTE) 179
Francisco Borja Sánchez-García, Daniel Ten Mª Teresa Fernández-Suárez, María del Valle Palenzuela, Josep Roselló, Ana García-Randez, Raúl Moraİ, Mª Ángeles Bustamante, Mª Dolores Pérez-Murcia

ESTRATEGIA DE OPTIMIZACIÓN PARA LA GESTIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES DE DIFERENTE ORIGEN 185
Francisco J. Guilabert, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, María Pilar Gomis, Javier Andreu, Raúl Moral

ESTUDIO COMPARATIVO DE SISTEMAS DE COMPOSTAJE PARA EL RECICLADO CONJUNTO DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS, GANADEROS Y URBANOS 191
Francisco Borja Sánchez-García, Lorena Guixot, Mª Teresa Fernández-Suárez, María del Valle Palenzuela, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral

ESTUDIO DE DIFERENTES MEZCLAS DE CO-COMPOSTAJE DE LODOS AGROINDUSTRIALES, CON RESIDUOS AGRÍCOLAS Y AGROALIMENTARIOS 197
Mª Dolores Pérez-Murcia, Miguel Ángel Domene, Alicia González-Céspedes, Francisco Borja Sanchez-García, Mª Teresa Fernández-Suarez, Mª Ángeles Bustamante, Raúl Moral

EVALUACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEIS) EN EL CO-COMPOSTAJE DE LODOS AGROINDUSTRIALES (EDARI) Y PODA DE JARDINERÍA URBANA 203
José Antonio Sáez, Alberto Vico, Guillermo Pardo, María Dolores Pérez-Murcia, María Ángeles Bustamante, Agustín del Prado, Raúl Moral

EVOLUCIÓN DE LA ACTIVIDAD AMILASA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE A PARTIR DE DIFERENTES MATERIAS PRIMAS 209
Juan Antonio López-González, Francisca Suárez-Estrella, María José López, Macarena del Mar Jurado, María José Estrella-González, Joaquín Moreno

FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO DE NITRÓGENO DURANTE EL COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR/EDARI JUNTO CON RESTOS VEGETALES 215
José Antonio Sáez Tovar, Pilar Flores, María Dolores Pérez-Murcia, Alberto Vico, María Ángeles Bustamante, Raúl Moral

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DOMICILIARIOS EN EL MUNICIPIO DE CARRÍCOLA (VALENCIA) 221
Mª Teresa Fernández-Suárez, Francisco Borja Sánchez-García, María del Valle Palenzuela, Concepción Paredes, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral

GESTIÓN DE ALPERUJOS MEDIANTE AGROCOMPOSTAJE EN LA COMARCA DEL MAESTRAT (CASTELLÓN) 227
Ana García-Rández, Rodolfo Canet, Josep Roselló, Francisco Borja Sánchez-García, Mª Teresa Fernández-Suárez, Mª Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral

GESTIÓN INTEGRAL DE LAS DEYECCIONES CANINAS: COMPOSTAJE VS DIGESTIÓN ANAEROBIA 233
Mercedes García-Muñoz, Pedro Bonete, Manuel Rodriguez, Francisco Borja Sánchez-García, Encarnación Martínez-Sabater, María Dolores Pérez-Murcia, María Ángeles Bustamante, David Bernardo López-Lluch, Raúl Moral

GESTIÓN SOSTENIBLE DE LAS PODAS AGRÍCOLAS Y URBANAS DEL MUNICIPIO DE HONDÓN DE LAS NIEVES (ALICANTE) MEDIANTE COMPOSTAJE ORIENTADO A LA AGRICULTURA ECOLÓGICA 239
Mª Teresa Fernández-Suárez, Víctor Gonzálvez, José Antonio Rico, Francisco Borja Sanchez-García, Ana García-Randez, Aurelia Pérez-Espinosa, Javier Andreu, Raúl Moral, María Dolores Pérez-Murcia

HIGIENIZACIÓN EN SISTEMAS CERRADOS ESTÁTICOS DE BIORREACTORES TUBULARES FLEXIBLES CON AIREACIÓN FORZADA 245
Germán Tortosa, Jaime Morales, Ignacio González Seiru-lo, Sebastián Trinidad y Eulogio J. Bedmar

INFLUENCIA DE LA COMPOSICIÓN DE LA MEZCLA DURANTE EL COMPOSTAJE Y LA CALIDAD DEL PRODUCTO FINAL 251
Lorena Zajara, Jesús Gil, Juan Ignacio Gutiérrez, Fermín Núñez, Elena Ordiales

INTEGRACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE EN UNA BIORREFINERÍA 257
Maria J López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, Juan López-González, Joaquín Moreno

MEJORA DE LA OBTENCIÓN DE BIOENERGÍA A PARTIR DE LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE CO-DIGESTIÓN CON UN SUSTRATO AGROINDUSTRIAL 261
Montserrat Pérez, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Rosario Solera

MODELIZACIÓN DE LA HIDRÓLISIS DE SUSTRATOS LENTAMENTE BIODEGRADABLES..... 267
José Ángel Rubio, Francisco J. Fernandez-Morales, Luis I. Romero, José L. García-Morales

MODELO DE AUTOGESTIÓN DE LOS BIORRESIDUOS EN ALLARIZ (GALICIA) 273
Salustiano Mato, David Alves, Iria Villar

NUEVA TECNOLOGÍA DE COMPOSTAJE PARA RESIDUOS AGROALIMENTARIOS 279
Lorena Zajara, Sebastián Trinidad, Jesús Gil, Juan Ignacio Gutiérrez, Elena Ordiales

OPTIMIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LODOS MEDIANTE CODIGESTIÓN CON UN SUSTRATO AGROINDUSTRIAL 285
Montserrat Pérez, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Rosario Solera

PERSPECTIVAS FUTURAS DEL USO DE MICROALGAS EN LA OBTENCIÓN DE COMPOST *A LA CARTA* 291
Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno

POTENCIAL APLICACIÓN DE CIANOBACTERIAS PARA LA ECO-HIGIENIZACIÓN DE COMPOST ELABORADO CON RESTOS VEGETALES 297
Ana Toribio Gallardo, Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno

PRODUCCIÓN DE HIDROCOMPOST EN EL MARCO DE UNA BIORREFINERÍA 303
Joaquín Moreno, María J López, Macarena M Jurado, Juan López-González, Francisca Suárez-Estrella

PROYECTO PILOTO DE BIOECONOMÍA CIRCULAR DE RESIDUOS ORGÁNICOS A ESCALA LOCAL CON DIMENSIÓN SOCIAL Y FORMATIVA 309
I. Irigoien, J. S. Arizmendiarrieta, J. Muro, A. Oreja, E. Ayape, J. Cia, R. Plana

REDUCCIÓN DEL FLUJO DE RESIDUOS DOMICILIARIOS CON DESTINO A TRATAMIENTO EN EL MUNICIPIO DE AYORA (VALENCIA): GESTIÓN MEDIANTE UN MODELO DE COMPOSTAJE LOCAL 315
Mª Teresa Fernández-Suárez, Mikel Vela, Francisco Borja Sanchez-García, Aurelia Pérez Espinosa, María Ángeles Bustamante, Javier Andreu, José Antonio Sáez, Raúl Moral, María Dolores Pérez Murcia

REPERCUSIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL AGENTE ESTRUCTURANTE EN LA GENERACIÓN DE ENERGÍA DURANTE EL COMPOSTAJE 321
María Pilar Bernal, Selda Yiğit Hunce, Rafael Clemente

REVALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE SUBPRODUCTOS HORTOFRUTÍCOLAS..... 327
María Cruz García-González, Berta Riaño, Beatriz Molinuevo Salces, David Hernández González

VERMICOMPOSTAJE DE ESTIERCOL DE CABRAS ALIMENTADAS CON DIETAS QUE INCLUYEN DESTRIOS DE MANGO 333
Rogelio Nogales, Celia Cifuentes, Julia Fernández-Yepes, Eduarda Molina-Alcaide

VERMIREMEDIACIÓN DE BIOMEZCLAS AGOTADAS POR SU USO EN SISTEMAS BIOBED DE ELIMINACIÓN DE PLAGUICIDAS 339
Esperanza Romero, Laura Delgado, Rogelio Nogales

Usos de los residuos orgánicos

EVALUACIÓN DEL EFECTO AGRONÓMICO Y SUPRESOR DE TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS DE JARDINERÍA EN CAMPOS DE CULTIVO DE PATATA..... 347
M.A. Gómez-Sánchez, J.J. López-Martín, R. Morales-Corts, R. Pérez-Sánchez

VALORIZACIÓN DE COMPOST DE LODOS DE EDAR EN UN CULTIVO DE VIÑA 353
Mª Remedios Albiach, Pedro Rojo, Vicente Fajardo, Gloria Fayos, Tatiana Montoya

MICROBIOTA RIZOSFÉRICA EN CULTIVO SIN SUELO DE MELÓN SOBRE SUSTRATOS ORGÁNICOS: EFECTO DE LA APLICACIÓN DE TÉ DE VERMICOMPOST Y BIOESTIMULANTES MICROBIANOS 359
Pedro A Mejía, María J López, Francisca Suárez-Estrella, María del Carmen Salas, Juan López-González, Macarena M Jurado, Joaquín Moreno

DESARROLLO DE UN SISTEMA DE RECUPERACIÓN DE AMONÍACO DE PURINES DE CERDO MEDIANTE EVAPORACIÓN AL VACÍO..... 365
Roberto Estéfano, Àngel Cuadras, Xavier Flotats

EFECTOS DEL TIPO DE ENMIENDA ORGÁNICA Y DEL INÓCULO MICROBIANO EN LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR PETRÓLEO 371
Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, Nancy Veloz-Mayorga, Roberto Erazo-Arrieta, Shirley Jara-Erazo, Verónica Bravo-Basantes, Concepción Paredes

INOCULANTES MICROBIANOS PARA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ALPECHÍN..... 377
Maria R Martínez-Gallardo, María J López, Juan López-González, Macarena M Jurado, Francisca Suárez-Estrella, Joaquín Moreno

EFECTO BIOESTIMULANTE DE MICROALGAS Y CIANOBACTERIAS EDÁFICAS SOBRE EL DESARROLLO VEGETAL 383
Rajaa Kholssi, Evan A.N. Marks, Jorge Miñón, Alexandra Casado, Olimpio Montero, Gonzalo Sacristán, Abderrahmane Debdoubi, Carlos Rad

PRODUCCIÓN DE AROMA DE FRUTA Y ROSA A PARTIR DE LA FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO DE BAGAZO DE CAÑA DE AZÚCAR 389
Oscar Mauricio Martínez, Antoni Sánchez, Raquel Barrena, Xavier Font

OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES LÍQUIDOS A PARTIR DE MATERIAL BIOESTABILIZADO.... 395
Marina Fernández-Delgado, Cristina Benito, Mónica Coca, Gerardo González-Benito, Mª Teresa García-Cubero, Susana Lucas

CALIDAD AGRONÓMICA DE UN COMPOST DE HOJAS DE COCA DECOMISADA AL NARCOTRÁFICO Y RESIDUOS BOVINOS..... 401
Humberto Sainz, Emma Apaza, Francisco Mamani, Rogelio Nogales

CARACTERIZACIÓN AGRONÓMICA DEL SUSTRATO POST-CULTIVO DE *PLEUROTUS* SPP GENERADO EN MÉXICO..... 407
Odón Montes, Mª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes

EFECTO DE VERMICOMPOST DE ALPERUJO SOBRE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD BACTERIANA RIZOSFÉRICA..... 413
Emilio Benítez, Rogelio Nogales, Emanuela Galli, Beatriz Moreno

EFECTO DEL COMPOST DE LODO CON RESTOS DE PODA EN LA CALIDAD FITOQUÍMICA DE LA LECHUGA 419
C. Mancho, M. Gil-Díaz, J. Alonso, M.C. Lobo

EFECTO, A CORTO PLAZO, DEL TIPO DE MATERIA ORGÁNICA SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS EN UN ENARENADO Y LA PRODUCCIÓN EN UN CULTIVO DE TOMATE EN INVERNADERO 425
I. Carricondo, J.L. Ruiz, M.C. Salas

EFECTO POTENCIADOR DE CRECIMIENTO Y SUPRESIVO DE PLANTULAS DE MELÓN CRECIDAS EN COMPOST DE PODA DE VID ENRIQUECIDO: TRAZABILIDAD DESDE SEMILLERO HASTA CAMPO 431
Jose Antonio Pascual, Maria Hurtado, Margarita Ros

ESPECIACIÓN DE METALES PESADOS EN UN SUELO DE HUERTO URBANO MODERADAMENTE CONTAMINADO INCUBADO CON BIOCHAR Y COMPOST 437
Violeta Navarro, Salma Meddeb, Habib Ben Hassine, Dhouha Tangour, Hamouda Aichi, Mª Elena Fernández-Boy, José Mª Álvarez, José Mª de la Rosa, Rafael López

ESTUDIO DE LA FIJACIÓN DE C EDÁFICO Y EMISIONES GEI EN CULTIVO INTENSIVO DE ENELDO (ANETHUM GRAVEOLENS) MANEJADO CON BIOFERTILIZANTES AVANZADOS ... 443
Alberto Vico, José Antonio Sáez, Raúl Castejón, María Dolores Pérez-Murcia, Juan Martínez-Tomé, Javier Andreu, Enrique Agulló, Encarnación Martínez-Sabater, María Ángeles Bustamante, Alberto Sanz-Cobeña, Raul Moral

ESTUDIOS DE DIFERENTES SISTEMAS SUELO-ENMIENDA-MULCHING Y SU EFECTO EN LA EVAPORACIÓN DEL AGUA 449
Mariano Pelegrín, Xavier Barber, Javier Andréu-Rodríguez, Enrique Agulló, Mª Dolores Pérez-Murcia, Encarnación Martínez-Sabater, Alberto Vico, Mª Ángeles Bustamante, Raul Moral

EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES FISICO-QUIMICAS DE MEZCLAS DE SUSTRATOS ORGÁNICOS SEGÚN EL TIEMPO DE USO EN CULTIVO 455
Francisco Urrutia Contreras, José Luis Ruiz, María del Carmen Salas Sanjuán

INFLUENCIA DE DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN SOBRE EL CONTENIDO DE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES DE VALOR AÑADIDO EN ESPINACA (*SPINACIA OLERACIA*) 461
Alberto Vico, José Antonio Sáez, María Dolores Pérez-Murcia, Mariano Pelegrín, Encarnación Martínez-Sabater, Juan Martínez-Tomé, Javier Andreu, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, Raúl Moral

PREDICCIÓN DE LA ACUMULACIÓN METÁLICA MEDIANTE TÉCNICAS DE MINERÍA DE DATOS EN SUELOS ENMENDADOS CON COMPOST DE LODOS EDAR 467
Daniel Pérez-Alonso, Susana Peña, Milagros Navarro, Carlos Rad, Alvar Arnaiz-González, José Francisco Díez-Pastor

PROPIEDADES HIDRÁULICAS EN SUELOS CONTAMINADOS ENMENDADOS COMO FACTOR LIMITANTE DEL ESTABLECIMIENTO DE CULTIVOS ENERGÉTICOS 473
Paula Madejón, María T. Domínguez, Elena Fernández-Boy, Patricia Paneque, Ignacio Girón, Engracia Madejón

RECUPERACIÓN DEL AMONÍACO PRESENTE EN LA ATMÓSFERA MEDIANTE DIFERENTES MEMBRANAS PERMEABLES A GASES 479
Mercedes Sánchez-Báscones, María Soto-Herranz, Diego Conde-Cid, Juan Manuel Antolín-Rodríguez

RESPUESTA DE MĀNUKA (LEPTOSPERMUM SCOPARIUM) A LA DIFERENTE DISTRIBUCIÓN DE BIOSÓLIDOS EN EL SUELO 485
Engracia Madejón, María Jesús Gutiérrez-Ginés, Nicholas Letho, Brett Robinson

SUSTITUCIÓN PARCIAL DE UN SUSTRATO COMERCIAL POR MATERIALES ORGÁNICOS AVANZADOS COMO MEDIOS DE CULTIVO PARA LA PRODUCCIÓN DE ADELFA 491
María Pilar Gomis, María Ángeles Bustamante, José Antonio Sáez, Concepción Paredes, Alberto Vico, María Dolores Pérez-Murcia

USO DE BIOCHARS DE RESIDUOS AGRÍCOLAS EN LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ELEMENTOS TRAZA 497
Paloma Campos, Rafael López, M. Elena Fernández-Boy, Heike Knicker, José M. De la Rosa

USO DE COMPOST DE FRACCIÓN SÓLIDA DE PURÍN DE CERDO PARA LA FITO/BIO-DEGRADACIÓN DE FLUÍDO TERMOTRANSPORTADOR 503
Rafael Clemente, Elena Arco-Lázaro, M. José Álvarez-Robles, Ana Alcoceba, Isabel Bertol, Silvia Real, M. Pilar Bernal

USO DE COMPOST EN HORTICULTURA URBANA: COMPARACIÓN DE MEDIOS DE CULTIVO Y TAMAÑO DE CONTENEDOR 509
Amaia Garcia-Tabar, Joseba S. Arizmendiarrieta, Ramón Plana González-Sierra, Itziar Domeño, Julio Muro e Ignacio Irigoyen

USO DE DIFERENTES MATERIALES ORGÁNICOS ESTABILIZADOS COMO INGREDIENTES DE MEDIOS TRANSICIÓN PARA LA PRODUCCIÓN DE ESPECIES UTILIZADAS EN REFORESTACIÓN 515
María Pilar Gomis, María Dolores Pérez-Murcia, Aurelia Pérez-Espinosa, Enrique Agulló, Javier Andreu, María Ángeles Bustamante

UTILIZACIÓN DE LODOS COMPOSTADOS PARA LA REHABILITACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS CON *LIGUSTRUM VULGARE* 521
M. Gil-Díaz, E. Nieto, A. Gutiérrez, J. Alonso, M.C. Lobo

UTILIZACIÓN DE COMPOST DE LODOS DE EDAR EN LA FERTILIZACIÓN DE ALMENDROS EN UNA ZONA DE SECANO DE LA CUENCA MEDITERRÁNEA 527
Mª Remedios Albiach, Pedro Rojo, Vicente Fajardo, Gloria Fayos, Tatiana Montoya, Fernando Pomares, Ana Pérez-Piqueres, Rodolfo Canet

HORTGANIC. USO EFICIENTE DE DISTINTAS FUENTES DE MATERIA ORGÁNICA EN AGRICULTURA MEDITERRÁNEA 533
Ana Quiñones, Ana Pérez-Piqueres, Isabel Rodríguez-Carretero, José Miguel de Paz, Rodolfo Canet

Metodología

USO DE BIOENSAYOS PARA LA VALORIZACIÓN DE LA CALIDAD AGRONÓMICA DE DIGESTATOS PROCEDENTES DE CODIGESTIÓN DE LODOS DE EDAR 541
Sergio Lloret, Pedro Rojo, Vicente Fajardo, Gloria Fayos, Ignacio García, Cesar Cañigal, Víctor Roca, José María Santos

INFLUENCIA DEL CAUDAL DE RECIRCULACIÓN DE LA SOLUCIÓN ÁCIDA EN LA CAPTURA DE NH3 MEDIANTE LA TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS PERMEABLES A LOS GASES 547
María Cruz García-González, Berta Riaño, Beatriz Molinuevo Salces, David Hernández González

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE MADUREZ DE COMPOST DE ALPEORUJO EN RELACIÓN AL GRADO DE HUMIFICACIÓN, BIODEGRADABILIDAD E ÍNDICES DE GERMINACIÓN 553
Macarena del Mar Jurado, Francisca Suárez-Estrella, María José López, Juan Antonio López-González, Joaquín Moreno

AUTOEVALUACIÓN *LOW-COST* DEL COMPOST DE BIORRESIDUOS MEDIANTE "ENSAYOS DE BALCÓN"..... 559
Amaia Garcia-Tabar, Joseba S. Arizmendiarrieta, Itziar Domeño, Miguel Iriarte, Ignacio Irigoyen y Julio Muro

TÉS DE BIOMEZCLAS AGOTADAS COMO TÉCNICA DE BIOAUMENTACIÓN PARA ACELERAR LA ELIMINACIÓN DE PLAGUICIDAS EN SISTEMAS *BIOBEDS* 565
Laura Delgado Moreno, Rogelio Nogales, Esperanza Romero

Prólogo

La economía circular, definida como modelo de producción y consumo que implica compartir, alquilar, reutilizar, reparar, renovar y reciclar materiales y productos existentes todas las veces que sea posible para crear un valor añadido, va a permear toda la actividad económica de la Unión Europea en las próximas décadas. Es un cambio radical, un nuevo modo de organizar la sociedad tras siglos de consumir recursos como si fueran inagotables y reciclarlos tan sólo de forma tímida y parcial o como modo de reducir las enormes cantidades de residuos que hay que gestionar y hacer desaparecer. Afecta, además, a la práctica totalidad de sectores que conforman el tejido económico de una sociedad, desde la agroalimentación hasta la producción de energía.

El compostaje es, por definición, una de las herramientas no sólo clásicas sino también básicas de la economía circular. Prácticamente siempre que haya materiales orgánicos de partida, incluso en los procesos más avanzados de generación de energía y materiales para distintos usos se va a producir una generación de materiales residuales que pueden ser transformados mediante compostaje en fertilizantes o enmiendas orgánicas para su uso en agricultura, cerrándose de este modo el ciclo. Es por ello que el de la economía circular es un concepto que siempre se ha manejado, de una forma u otra, con el mismo nombre o algún sinónimo, entre todos aquellos que han estado involucrados con el compostaje. Es posiblemente este papel como pieza final de complejos sistemas circulares de recuperación de recursos el que le confiere su gran actualidad, pese a tratarse de técnicas bien conocidas y dominadas en sus aspectos fundamentales desde hace muchos años.

La prueba de este carácter multifacético del compostaje puede encontrarse en la multiplicidad temática de este libro de actas. Entre sus 92 comunicaciones, divididas en tres áreas temáticas, podemos encontrar trabajos que abordan muy diferentes materiales de partida, procesos conceptualmente muy distintos y usos o nuevos encajes tanto del proceso como de los composts generados en muy diferentes actividades económicas. Todo ello sin contar los trabajos que se refieren a la gestión de residuos orgánicos, pero no al compostaje en sí, también incluidos en las temáticas propias de la Red Española de Compostaje.

Este Libro de Actas pretende, por tanto, recoger todas las aportaciones de los participantes a las 6as Jornadas de la Red Española de Compostaje, de manera que sus socios y el público general puedan conocer los aspectos más novedosos en esta temática, así como ponerse en contacto con aquellos que los están desarrollando en los casos en que se necesite. Sólo queda, por parte del Comité Organizador, agradecer del modo más caluroso posible a todos los asistentes a las mismas, que son los que en realidad les han dado contenido y, de forma especial, a los miembros del Comité Científico, a los moderadores de mesa y a los ponentes invitados por su amabilidad y extraordinario trabajo.

Por el Comité Organizador, Rodolfo Canet Castelló

Valencia, 14 al 16 de noviembre de 2018

Compostaje y otras transformaciones de los residuos orgánicos

CO-DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS CON SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS DE LA ACEITUNA DE MESA

José Ángel Rubio[1], Miguel Suffo[2], Enrique Toro[3], Fernando Estevez[3], José L. García-Morales[1]

[1]Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO), [2]Dpto. de Ingeniería Mecánica y Diseño Industrial. Escuela Superior de Ingeniería, Universidad de Cádiz. 11510. Puerto Real (Cádiz), España, [3] Empresa Metropolitana de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla S.A. (EMASESA). C/ Escuelas Pías, 1. 41003 (Sevilla). España, joseluis.garcia@uca.es

RESUMEN: La co-digestión de biosólidos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) con distintos residuos y subproductos es actualmente una práctica habitual. El principal hándicap de los biosólidos para su adecuada metanización es su bajo contenido en carbono. Por ese motivo suelen mezclarse con distintos co-sustratos que aporten esa falta de carbono biodegradable (relación C/N elevada) y permitan un mayor rendimiento en la generación de biogás. El trabajo presenta los resultados obtenidos en la co-digestión de biosólidos y subproductos orgánicos del procesado de la aceituna de mesa (SOPAM), en rango mesofílico (35ºC), semicontinuo, con reactores de mezcla completa de 5L y un 3% ST, en comparación su digestión directa. Partiendo de la proporción de mezcla seleccionada: 60(Lodos):40(-SOPAM), los tiempos hidráulicos de retención (THR) empleados fueron 30, 20 y 15 días. La evolución de la productividad media (LCH_4d^{-1}) ha sido en co-digestión 0,79 (30d), 1,29 (20d) y 1,59 (15d), mientras que para los biosólidos fue de 0,38 (30d), 0,80 (20d) y 0,66 (15d), siendo en 15d donde se registró el mayor incremento en su productividad (141%). Este aumento también se observó analizando otras productividades, tanto en base a los sólidos volátiles alimentados (SV_{al}) como a los consumidos (SV_c). Para el THR de 15d, en el caso de los $LCH_4\ g^{-1}SV_{al}$, en co-digestión 0,19 (±0,02) y lodos mixtos 0,11 (±0,02); y en los $LCH_4\ g^{-1}SV_c$, en co-digestión 0,59 (±0,10) y con lodos mixtos 0,30 (±0,06). La mezcla de este co-sustrato en la proporción ensayada mejora los resultados de productividad de biogás en su proceso de co-digestión con lodos mixtos en rango mesofílico.

PALABRAS CLAVE: SOPAM, Lodos de EDAR, aceituna de mesa, biometanización, co-sustrato.

1. INTRODUCCIÓN

En el marco de Economía Circular promovido por las actuales políticas de la Unión Europea, la canalización de muchos residuos y subproductos para reincorporarlos al ciclo productivo es una realidad. La industria agroalimentaria en nuestro país tiene una gran importancia en el sector productivo y muchos de los residuos y subproductos generados en sus instalaciones tienen un carácter orgánico y son susceptibles de aprovechamiento. Entre las posibles alternativas de reintegrarlos a la economía se encuentra el proceso de digestión anaerobia, propiciando la generación de biogás como fuente de energía renovable, un digerido susceptible de ser utilizado en agricultura y una reducción en las emisiones de gases de efecto invernadero.

El sector de la aceituna de mesa tiene una gran importancia en nuestro país, siendo España el primer país productor mundial. Según el Consejo Oleícola Internacional (2018), la producción mundial media de las últimas cinco campañas (12/13-17) alcanzó una cifra de 2.345.000 t. En la campaña 16/17 en España se produjeron 596.100 t, en Egipto 550.000 t y en Turquía 430.000 t, generándose en nuestro país un 23,4% del total mundial y un 70,8% del de la Unión Europea. Según el Diagnóstico sobre el sector a nivel nacional se concentra en un 80% en la Comunidad Autónoma de Andalucía, principalmente un 59% en la provincia de Sevilla, 11,7% en Córdoba y 9,5% en Málaga (MAGRAMA, 2016). Los Subproductos Orgánicos del Procesado de Aceituna de Mesa (SOPAM) tienen su origen, esencialmente, en el hueso de la aceituna de la operación de deshuesado, acompañado minoritariamente de pulpa de la aceituna ya procesada; restos de distintos destríos de aceitunas fuera de especificaciones durante su procesado y otra serie de subproductos de carácter orgánico derivados de su producción. Se calcula que alrededor del 12% de la aceituna procesada finalmente se transforma en este tipo de subproductos, generándose a lo largo de todo el año sin un carácter estacional. Éste presenta un pH ligeramente ácido, con un elevado contenido en materia orgánica y una relación C/N elevada, en torno a 48,4 (García-Morales y col., 2010).

Para el caso de los Biosólidos, en el Plan Estratégico Marco de Residuos 2016-2022 se recoge que en 2012 la producción nacional fue de un total de 1.082.669 t ms, cuyo tratamiento en planta suele ser en un 50% la digestión anaerobia, y siendo aplicados en un 80% a fines agrícolas. Éstos se caracterizan por una elevada proporción de nitrógeno orgánico, lo que le otorga unas bajas relaciones C/N, que son susceptibles de mejorar su metanización en mezclas con otros residuos que incrementen dicha relación y complementen algunas de sus características de partida (Yadvika y col., 2004; Mata-Álvarez y col., 2014). En la actualidad muchas plantas depuradoras con digestión anaerobia de biosólidos están realizando, o se plantean, la co-digestión con distintos residuos y/o subproductos como vía de incrementar su producción de biogás y sus ingresos como gestores de residuos no peligrosos.

El principal objetivo de este trabajo es evaluar la influencia que tiene en la productividad de generación del biogás la co-digestión, en rango mesofílico de temperatura (35ºC), de biosólidos y subproductos orgánicos del procesado de la aceituna de mesa (SOPAM) en comparación su digestión directa.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Equipamiento y sustratos utilizados

El trabajo experimental fue realizado en reactores a escala de laboratorio de mezcla completa de 5L de volumen útil con agitación individual y con un sistema de calefacción mediante recirculación de agua caliente a un encamisado que permitía mantener la temperatura en rango mesofílico (35ºC). Para la recogida y almacenamiento del biogás producido se utilizaron bolsas Tedlar de 5-10 L.

Los SOPAM utilizados procedían del Grupo Ángel Camacho Alimentación de su planta de Morón de la Frontera (Sevilla), los lodos mixtos y el inóculo empleado de la EDAR Copero de EMASESA en Sevilla. Las principales características físico-químicas de los sustratos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los sustratos utilizados a lo largo de todo el periodo experimental

Parámetro	Unidad	SOPAM	Lodos mixtos
pH	–	5,1 (±0,08)	5,8 (±0,37)
ST	g $kg^{-}1$	284,92 (±0,66)	28,28 (±16,77)
SV	g/kg	273,90 (±0,58)	21,17 (±11,25)
DQO_s	g O2 kg^{-1}	11,13 (±0,26)	3,15 (±1,48)
COD	gC L^{-1}	3,25(±0,14)	1,15 (±0,49)
C/N		48,4(±0,85)	6,9 (±1,05)

2.2. Diseño experimental

Partiendo de la proporción de mezcla previamente seleccionada como óptima, 60(Biosólidos):40(SOPAM) p:p sobre base húmeda, se alimentaron los distintos reactores experimentales en los que se establecieron, después de una fase inicial de arranque, distintos tiempos hidráulicos de retención (THR): 30, 20 y 15 días. Cada uno de ellos se mantuvo un periodo de tiempo de varios THR hasta evidenciar estabilidad y un comportamiento en estado estacionario. Los parámetros de funcionamiento característicos en cada uno de ellos se corresponden con los valores medios del último periodo. Los Sólidos Totales se mantuvieron en un 3%, concentración similar a la existente en los digestores de las EDAR.

Los parámetros para el seguimiento de los ensayos fueron: pH, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno soluble (DQO), carbono orgánico disuelto (COD), y producción y composición del biogás. Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo con los métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1992) y las determinaciones relacionadas con el biogás por cromatografía de gases y el volumen mediante un contador volumétrico.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La influencia del co-sustrato alimentado (SOPAM) se puso de manifiesto en la evolución de distintos parámetros, entre ellos, los relativos a la producción de biogás que son los que se muestran en el presente estudio.

Los lodos mixtos alimentados a ambos reactores se encuentran sometidos a las fluctuaciones de este tipo de efluentes en las EDARs, como se pone de manifiesto en la mayor desviación estándar registrada para los parámetros relacionados con éstos en la Tabla 1. En el caso del SOPAM se utilizó una única partida recogida al inicio de la experimentación y es más homogéneo. Este hecho ha supuesto variaciones en la alimentación de lodos mixtos en torno a un 41 % para los ST y un 47% para los volátiles. Este factor ha podido tener una cierta influencia en la carga orgánica alimentada entre distintas partidas de biosólidos utilizadas. En el THR de 30 días se registró una VCO_o ($gSV/L_{reactor}/d$) media de 0,76, a 20 días de 1,32 y a 15 días de 1,67 para la co-digestión, en el caso de los lodos para 30 días fue de 0,80, para 20 días, 1,21 y en cambio para 15 días, 1,05.

A partir de la producción de metano registrada en ambos reactores, recogida en la Figura 1, se ha calculado la productividad media ($LCH_4\ d^{-1}$), mediante un ajuste lineal de los resultados obtenidos en el último THR donde se ha alcanzado el estado estacionario. En el caso del reactor en co-digestión es 0,79 (30d), 1,29 (20d) y 1,59 (15d), mientras que el reactor alimentado con lodos mixtos registró una productividad de 0,38 (30d), 0,80 (20d) y 0,66 (15d).

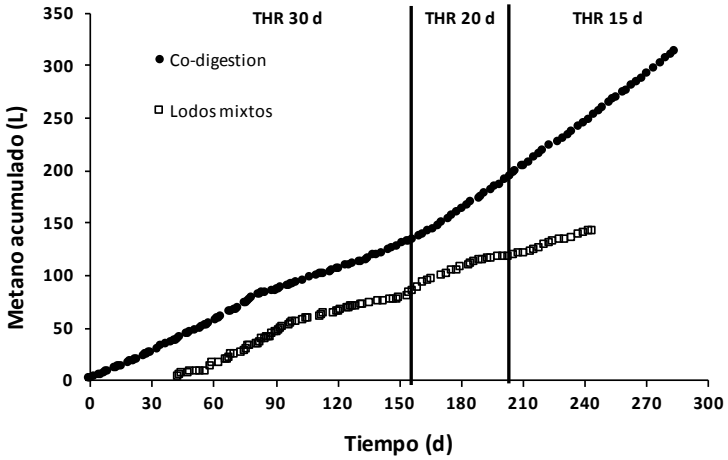


Figura 1. Evolución temporal de la producción de metano (L) en el reactor de co-digestión y alimentado por lodos mixtos.

En el conjunto de THR ensayados la productividad media es superior en el caso de la co-digestión situándose en el intervalo entre el 108-141% con respecto al reactor de lodos mixtos. Siendo el mayor porcentaje registrado en el THR de 15d. Esta mayor diferencia puede estar relacionada en parte por las características de la partida de lodos mixtos utilizada para este último THR.

Para relativizar estos parámetros en función de la carga orgánica utilizada se han calculado las productividades de metano ($LCH_4\ g^{-1}SV$) que aparecen recogidas en la Figura 2, tanto para los sólidos volátiles alimentados (SV_{al}) como para los consumidos (SV_c). En ambos casos el THR donde se observó una diferencia significativa fue el de 15d. Para este THR los $LCH_4\ g^{-1}SV_{al}$ obtenidos en co-digestión fueron 0,19 (±0,02) y para los lodos mixtos de 0,11 (±0,02), un 42,1% mayor. En el caso de los $LCH_4\ g^{-1}SV_c$, los resultados en co-digestión fueron 0,59 (±0,10) y con lodos mixtos de 0,30 (±0,06), un 49,15% mayor.

Los valores registrados para estas productividades son similares a los registrados para ensayos de co-digestión por Mata-Álvarez y colaboradores (2014), en un artículo de revisión sobre esta temática, y también se encuentran en el intervalo de valores recogidos en el Manual del proyecto PROBIOGÁS sobre estudios de co-digestión de residuos ganaderos y agroindustriales que se situaban en el intervalo de 0,17-0,21 $LCH_4\ g^{-1}SV_{al}$ (PROBIOGÁS, 2009). Asimismo, este tipo de residuos tienen unas características similares a los residuos de almazaras de dos fases (alperujo) al tener como origen común a la aceituna. El alperujo, en estudios de co-digestión con estiércol vacuno, realizados en el grupo de investigación, con una proporción similar (60(alperujo):40(estiércol)), y con un 10% de ST, registró resultados del mismo orden, 0,22 (±0,04) $LCH_4\ g^{-1}SV_{al}$ (Rubio, 2014).

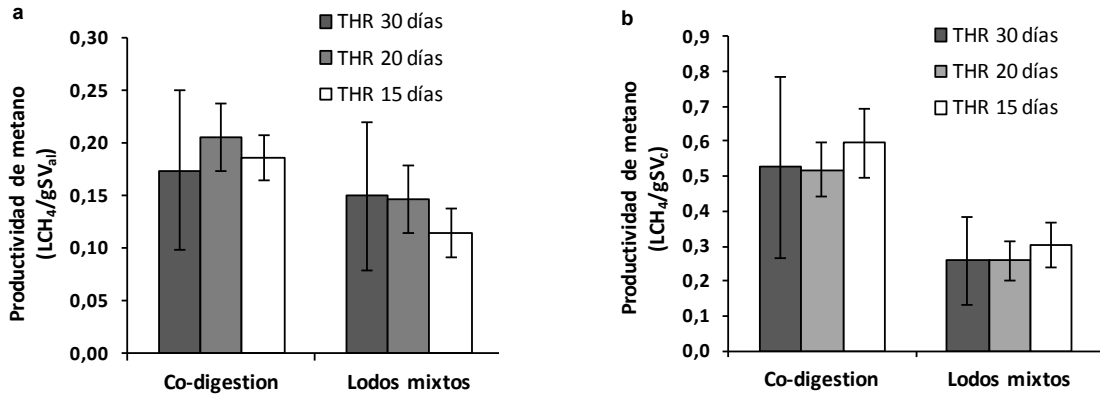


Figura 2. Productividades de metano registradas (LCH_4 $g^{-1}SV$) para ambos reactores en los distintos THR (días) ensayados, tanto en referencia a los sólidos volátiles alimentados (SV_{al}) (a) como los consumidos (SV_c) (b).

4. CONCLUSIONES

La mezcla del SOPAM en la proporción seleccionada (60:40 SOPAM:Biosólidos) mejora los resultados de productividad de biogás en co-digestión con lodos mixtos en rango mesofílico de temperatura en el conjunto de THR ensayados (30-15) poniendo de manifiesto su bondad para su uso en este tipo de procesos. Este subproducto debido a su carácter no estacional puede ser un buen candidato para su empleo como co-sustrato en digestores de EDARs cercanas a sus centros de producción.

5. BIBLIOGRAFÍA

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.

COI, 2018. Web del Consejo Oleícola Internacional. http://www.internationaloliveoil.org/?lang=es_ES (fecha de consulta septiembre 2018).

García-Morales J.L., Angeriz R., Gómez J., Suffo M., 2010. Composting of organic solid by-products from table olive processing (OSBTOP) 14th Ramiran International Conference "Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towars sustainable management" Lisboa-Portugal, URL: http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0051_final.pdf

MAGRAMA, 2016. Diagnóstico sobre el sector de la aceituna de mesa en España. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios Subdirección General de Frutas y Hortalizas, Aceite de Oliva y Vitivinicultura.http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/ 160427diagnosticoaceitunademesadefinitivo_tcm7-419526.pdf. (fecha de consulta septiembre 2018).

Mata-Alvarez J., J., Dosta M. S., Romero-Güiza X., Fonoll M., Peces S. Astals. 2014. "A Critical Review on Anaerobic Co-Digestion Achievements between 2010 and 2013." *Renew Sust Energ Rev.* 36, 412–27.

PROBIOGAS, 2009. Manual del estado del arte de la co-digestión anaerobia de residuos ganaderos y agroindustriales. Web del proyecto PROBIOGAS. http://www.probiogas.es (fecha de consulta septiembre de 2018).

Rubio J. A., 2014. Co-digestión anaerobia mesofílica de residuos agroganaderos (Alperujo y estiércol bovino). Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.

Yadvika S., 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.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por la Empresa Metropolitana de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla S.A. (EMASESA) con la financiación parcial de la Corporación Tecnológica de Andalucía. Asimismo, los autores quieren agradecer a la empresa Ángel Camacho Alimentación su colaboración en el proyecto con el suministro del SOPAM generado en sus instalaciones situadas en Morón de la Frontera (Sevilla).

DESCENTRALIZACIÓN DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS EN EL FOMENTO DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR. PROYECTO DECISIVE

Marga López, Gisela Sommer, Teresa Guerrero

Agència de Residus de Catalunya, Dr. Roux 80. 08017 Barcelona, malopezm@gencat.cat

RESUMEN: La gestión descentralizada de residuos municipales permite una aproximación muy directa de la sociedad a su generación y a su tratamiento. La Agencia de Residuos de Catalunya (ARC) fomenta la mejora de la gestión de residuos orgánicos empezando por la prevención. Para ello, entre otras actividades, participa en proyectos como DECISIVE (A DECentralIzed management Scheme for Innovative Valorization of urban biowastE - Project ID: 689229), cuyo objetivo consiste en cambiar el sistema gestión de residuos biodegradables en entornos urbanos de un modelo lineal a un modelo circular, en el que los residuos se aprovechen y valoricen cerca del punto de generación, y por tanto a pequeña escala. El proyecto desarrolla dos experiencias piloto, una en Lyon (Francia) y otra en la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB). Aquí se presenta la propuesta de piloto para la UAB, dónde se gestionará la fracción orgánica generada en sus restaurantes, recogida selectivamente y tratada mediante un sistema de microdigestión anaerobia. Así, se puede retirar este material del circuito ordinario de residuos (actualmente una planta centralizada de digestión anaerobia) y tratarlo in situ, obteniendo biogás y un digerido. Ambos productos se podrán utilizar en el campus, el primero como energía para el propio sistema y edificios adyacentes, y el segundo como fertilizante y base para bioproductos, mediante un sistema de fermentación en estado sólido, objeto también del proyecto DECISIVE. Así, se incide en el ciclo completo de gestión de los residuos orgánicos y se visualizan los recursos obtenidos a partir de los residuos, promoviendo la reducción de la generación y la mejora de la recogida selectiva.

PALABRAS CLAVE: Fracción orgánica, bioeconomía circular, gestión descentralizada.

1. INTRODUCCIÓN

La economía circular se ha presentado en los últimos años como la herramienta necesaria para cerrar los ciclos productivos, en todos los ámbitos, cambiando los sistemas de consumo lineales hacia aquellos que permiten la reincorporación de los materiales generados y minimizando la generación de residuos finales. La bioeconomía circular consideraría aquellas actividades económicas generadoras de productos y servicios cuyos recursos son materiales de origen biológico. En el caso de España, de acuerdo con Velasco (2017), la bioeconomía ofrece oportunidades de actividad en relación al potencial agroalimentario y a la disponibilidad de espacios geográficos para llevarlos a cabo. Potenciar la bioeconomía está en manos de los diferentes actores de la sociedad, tanto de los ciudadanos, que pueden participar mediante acciones individuales, como de las empresas, la universidad y la administración, que puede fomentar la innovación, la competitividad y la eficiencia de los procesos, y también de los centros de formación públicos y privados, a través de propuestas de concurrencia pública orientadas a mejorar la sostenibilidad de los recursos.

La Agencia de Residuos de Cataluña (ARC) es una empresa pública dependiente de la Generalitat de Cataluña, con competencias en la gestión de residuos de Cataluña, incluyendo aspectos relacionados con el control de la generación, la transformación, el uso de productos

generados (como el compost), la participación en la elaboración de normativa relacionada, etc. Su misión consiste en mejorar la calidad de vida de la ciudadanía y ayudar a proteger el medio ambiente a través de la minimización de residuos, la recogida selectiva, la valoración de vías de gestión (tratamiento y destino final) y la recuperación de espacios deteriorados por el vertido incontrolado de residuos. En el proyecto DECISIVE participan diferentes áreas y departamentos del ARC, entre los que cabe destacar principalmente el Área de Economía Circular, con los departamentos de Fomento de la Recogida Selectiva y Fomento de la Protección de Suelos, el Área de Infraestructuras, con el Departamento de Planificación y Oficina Técnica y el Área de Información y Comunicación, con el departamento de Comunicación.

Es por estas razones que la ARC se implica en el proyecto DECISIVE, para contribuir a la Economía Circular a través de la mejora de la gestión de la fracción orgánica mediante el impulso a sistemas de tratamiento descentralizados como complemento a los sistemas centralizados habituales, de forma que se incremente el conocimiento y la sensibilización de los productores que deben implicarse en la reducción de la generación y en la recogida selectiva.

2. ASPECTOS GENERALES DEL PROYECTO DECISIVE

2.1. Definición del proyecto

El proyecto DECISIVE (DECentralIzed management Scheme for Innovative Valorization of urban biowastE) se sitúa en la convocatoria Horizonte 2020 para la promoción de gestión y la prevención de residuos eco-innovadora como parte del desarrollo urbano sostenible. Su actuación se centra en los residuos municipales, de los cuales hay una previsión de 271 millones de toneladas en Europa para el año 2020 en un contexto de urbanización en crecimiento. Más concretamente, la fracción orgánica (que representan entre un 14 y un 47% de los residuos municipales en Europa) es el material objetivo del proyecto.

Como finalidades del proyecto se incluyen el cambio de paradigma de la gestión de la fracción orgánica de sistemas centralizados a descentralizados, con el objetivo de alcanzar el "Residuo cero" ("Zero Waste"). Así, esta nueva visión pretende aumentar las vías descentralizadas de gestión de bioresiduos como complemento de las gestiones centralizadas, favoreciendo la proximidad y la economía circular en el espacio urbano (**Figura 1**).

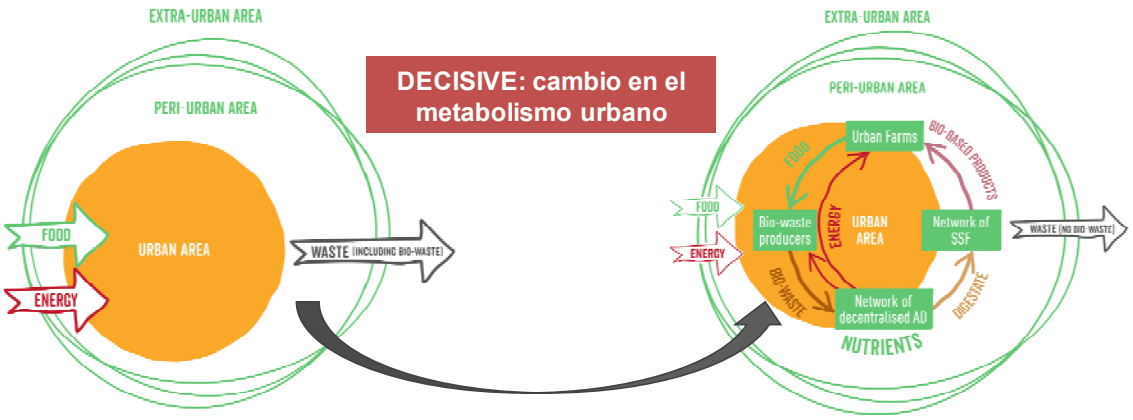


Figura 1. Cambio de paradigma a través del Proyecto DECISIVE para la gestión de la fracción orgánica en el ámbito urbano

A través de esta propuesta, se pretende incorporar los residuos orgánicos generados en las áreas urbanas para ser tratados y utilizados para la obtención de productos (alimentos) en un entorno de economía circular y de proximidad. El tratamiento prioritario es mediante pequeñas estaciones de digestión anaerobia (micro-digestores - mDA) que permitan obtener energía como suministro local sostenible y bioproductos a través de la fermentación en estado sólido a partir de la fracción orgánica recogida selectivamente. A su vez, esta opción permitiría generar nuevas oportunidades de negocio y participaría en el diseño espacial de las áreas urbanas implicadas desde la sostenibilidad.

2.2. Resultados esperados

Los resultados generales esperados del proyecto abarcan tres ejes principales: la innovación organizacional (gestión descentralizada), la innovación tecnológica (como la mDA, la valorización local del biogás y la obtención de bioproductos) y los impactos sociales (desarrollo de opciones de negocio y empleo local y apoyo a la elaboración de regulaciones administrativas).

A nivel más específico, se espera reducir entre un 10 y 40 % la fracción residual de residuo municipal en favor de la recogida selectiva, alcanzar hasta un 80 % de recogida selectiva de la fracción orgánica generada, valorizar hasta un 90 % del biogás producido, contribuir a la reducción del consumo de combustibles fósiles, las emisiones de vertederos y la sustitución de producción de moléculas de síntesis, generar negocio y empleo, para al final reducir el coste de la gestión de residuos.

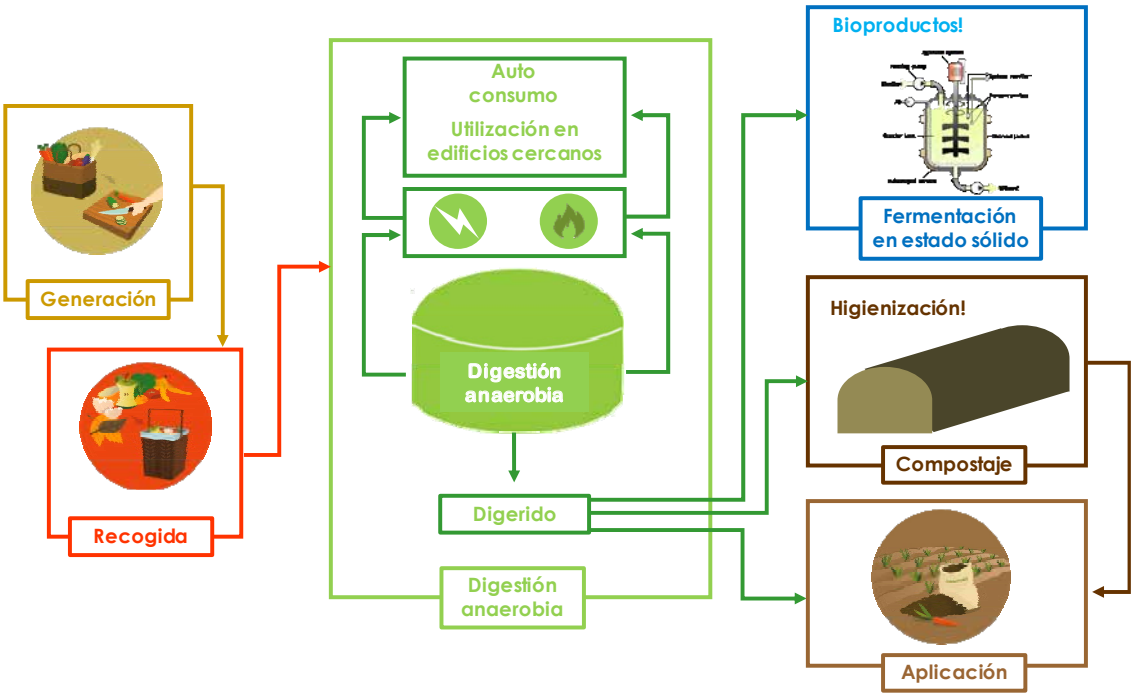


Figura 2. Diagrama resumen de la parte aplicada del Proyecto DECISIVE en las experiencias piloto (Lyon-Francia y Universitat Autònoma de Barcelona).

2.3. Experiencias piloto

Para evaluar la viabilidad de la propuesta se llevarán a cabo dos experiencias piloto (Lyon, en Francia, y en la Universitat Autònoma de Barcelona-UAB) en las que se tratará la fracción orgánica de distintos orígenes recogida selectivamente según el diagrama de la **Figura 2**. En el caso

de Lyon, los residuos procederán de una zona de restaurantes cercana a la ciudad y en el caso de la UAB procederán, inicialmente de los residuos generados en los principales restaurantes del campus. Como se ha descrito, se aplicará un proceso de micro-digestión anaerobia, con capacidad prevista entre 50 y 100 toneladas anuales, con capacidad para recuperar y transformar el biogás en energía eléctrica y térmica y utilizar el digerido para aplicación agrícola y para la obtención de bioproductos como biofertilizantes, mediante la fermentación en estado sólido. En la sección siguiente se detalla la experiencia llevada a cabo en la UAB.

3. EXPERIENCIA PILOTO EN LA UNIVERSITAT AUTÒNOMA DE BARCELONA

El campus de la UAB tiene una población aproximada de unas 50.000 personas entre estudiantes (35.000), PDI y PAS, investigadores, trabajadores, etc., lo que acerca su población al municipio al cual está adscrito, Cerdanyola del Vallès. Para poner en marcha la experiencia piloto en la UAB se han considerado los siguientes aspectos: la cuantificación de la generación de residuos, la ubicación física para el tratamiento de residuos, el equipo de tratamiento, el manejo de los residuos. De estos, algunos ya están claramente definidos y desarrollados mientras que otros están aún en desarrollo.

3.1. Gestión actual de los residuos

Básicamente se definen tres zonas principales de generación de fracción orgánica: los restaurantes y bares (10 locales), el hotel de campus y la Vila, que aloja a unas 2500 personas en régimen de vivienda. Los residuos generados en el campus UAB se recogen selectivamente mediante contenedores específicos para papel, envases, vidrio, fracción orgánica y fracción resto (residuos mezclados). Además, en el mismo campus existe un Punto Verde que recoge todo otro tipo de residuos, incluidos residuos especiales, aceites, muebles, etc. La fracción orgánica y la fracción resto se llevan a la planta de tratamiento mecánico-biológico Ecoparc 2, situada a 5 km del campus.

3.2. Zonas objetivo a corto plazo. Generación de residuos

Inicialmente se han considerado los tres restaurantes principales que hay en el campus como suministradores de fracción orgánica para el piloto de tratamiento. Ello se debe a que se pretende garantizar la calidad del material para optimizar el tratamiento, particularmente la generación de biogás. Para estimar la cantidad de fracción orgánica generada en estos tres locales, se monitorizó durante una semana el residuo producido, arrojando una media de unos 100 kg diarios por restaurante. Cabe destacar que estos valores corresponden a una semana de alta actividad (mes de mayo), en la cual todavía hay clases. Extrapolando los datos e incluyendo las previsiones para el hotel y la Vila, se concluyó que se podría llegar a recoger selectivamente hasta 100 toneladas anuales. Se promocionará la prevención en la generación y la recogida selectiva de residuos y en especial de la fracción orgánica a través de campañas de sensibilización principalmente en los restaurantes.

3.3. Acciones de sensibilización

Antes de implantar el sistema de recogida se llevará a cabo una encuesta entre la población del campus sobre hábitos medioambientales encarados a la recogida selectiva y en particular a la fracción orgánica.

Para garantizar la calidad de la fracción orgánica recogida es indispensable desarrollar un plan de comunicación, que se realizará entre la ARC y la UAB, para dar formación a los trabajadores de los restaurantes y del hotel e impartir charlas de sensibilización a nivel de campus y en la Vila.

3.4. Plan de sistema de recogida

La calidad de la fracción orgánica generada en los restaurantes es muy superior a la que procede de los contenedores generales y de la recogida en los contenedores de la Vila Universitaria (datos recogidos pendientes de elaborar), con un bajo contenido en impropios. Igualmente, en las cocinas se observó una alta eficiencia de separación, por parte del personal, de los residuos procedentes del comedor. Esto sugirió que de cara a la elaboración de campañas se promueva que los usuarios separen en el comedor todos los residuos posibles y dejen en los platos únicamente el orgánico, ya que se ha observado como mayor garantía la separación en cocina.

Por otra parte, también se ha propuesto que los restaurantes depositen la fracción orgánica en contenedores de 240 L, de menor volumen que los actuales y cerrados con llave para asegurar que eventuales transeúntes no depositan sus residuos.

3.5. Tratamiento de los residuos y utilización de productos

El tratamiento de los residuos se llevará a cabo en el micro digestor que se instalará en el llamado Espacio R del Campus, donde actualmente ya se ubica el punto verde. Esta ubicación permite disponer de recursos como agua y electricidad, a la vez que se encuentra próxima a un edificio de servicios en el que se podría consumir la energía generada (térmica y eléctrica) no destinada a autoconsumo. El digerido obtenido del proceso de digestión se puede deshidratar, y obtener una fracción sólida y una fracción líquida. Después de la preceptiva higienización, estos materiales se podrían utilizar como fertilizantes en el propio campus, ya que dispone de una superficie verde extensa y también de campos agrícolas pertenecientes a la Facultad de Veterinaria.

4. SITUACIÓN ACTUAL

La situación actual del proyecto está en fase de iniciar las campañas de sensibilización en restaurantes y comunidad en general, y principalmente a la espera de la adquisición del equipo de mDA (es preciso realizar una convocatoria de concurso público), aspecto que condiciona la ubicación y el despliegue del nuevo sistema de recogida.

5. BIBLIOGRAFÍA

Velasco, J., 2017. *Bioeconomía Circular*. https://www.interempresas.net/Energia/Articulos/214757-Bioeconomia-Circular.html (fecha de consulta: 18/09/2018).

IMPORTANCIA DE LOS MATERIALES INICIALES EN LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA DE SU FRACCIÓN HIDROSOLUBLE

Frutos C. Marhuenda-Egea[1], Daniel Dinza Tejera[1], Encarnación Martínez Sabater[2], Mª Angeles Bustamante Muñoz[2], Raul Moral Herrero[2], Joaquín Moreno Casco[3]

[1]Departamento de Bioquímica y Agroquímica, Universidad de Alicante, Facultad de Ciencias, Ap. 99, E-03080, San Vicente del Raspeig (Alicante), [2]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [3]Dpto. de Biología y Geología, Univ. De Almería, EPS-Orihuela, Ctra. Sacramento S/N, 04120 – La Cañada de San Urbano (Almería), frutos@ua.es

RESUMEN: Los materiales que forman las pilas de compostaje suelen tener naturaleza residual y provenir de diferentes orígenes. Usualmente, los procesos de compostaje incluyen la presencia de mezclas complejas cuya idoneidad está determinada, en gran medida, por la relación C/N. En nuestra investigación hemos tratado de caracterizar, a nivel fisicoquímico, un amplio espectro de estos diferentes ingredientes residuales con el fin de contribuir al conocimiento general de los procesos. Las muestras analizadas incluyen lodos EDARI, restos vegetales de todo tipo incluyendo podas urbanas y restos agrícolas y agroalimentarios. En este trabajo nos hemos centrado en las moléculas solubles en medio acuoso, pues nuestra hipótesis de trabajo se fundamenta en que es la materia orgánica soluble la que está disponible para los microorganismos responsables del proceso de compostaje en primera instancia. Los materiales insolubles necesitan un proceso de transformación mucho más intenso (y lento) para poder estar biodisponibles, lo que depende de la acción de enzimas extracelulares como celulasas, ligninasas, proteasas o lipasas.
La materia orgánica soluble en medio acuoso, extraída de los materiales iniciales, se analizó mediante fluorescencia EEM (Emission-Excitation Matrix) y resonancia magnética nuclear de alto campo en medio líquido (^{1}H NMR). También, para conseguir una mejor caracterización de los materiales iniciales completos, hicimos un análisis térmico de los mismos (TG, DTG y DSC). El objetivo último de estos análisis sería determinar los componentes clave en el inicio y desarrollo del proceso de compostaje, así como los componentes que podrían influir negativamente.

PALABRAS CLAVE: fluorescencia; resonancia magnética nuclear; análisis térmico; compost; lodos.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje se caracteriza por ser un proceso dinámico, biológico, aerobio y, en consecuencia, termófilo. Para llevarse a cabo necesita: materia orgánica, población microbiana inicial y las condiciones óptimas para que esta se desarrolle con diversidad de funciones y actividades sinérgicas (Moreno y Moral, 2008). Los sustratos utilizados provienen, en gran medida, de residuos vegetales y animales, los cuales presentan como principales componentes, carbohidratos (celulosa), lípidos y lignina y proteínas (presentes en los residuos animales especialmente). La capacidad de los microorganismos de asimilar la materia orgánica depende de su capacidad para producir enzimas necesarias para la degradación del sustrato. Los compuestos orgánicos se degradan a moléculas más pequeñas que pueden ser asimiladas por las células microbianas. Los microorganismos requieren de una fuente de carbono, macronutrientes como nitrógeno y fósforo y algunos elementos traza para su crecimiento.

Durante el proceso de compostaje, los microorganismos quimioheterótrofos conducen, por medio de distintas rutas metabólicas, a los sustratos orgánicos a generar grandes cantidades de energía, disipándose una parte de esta en forma de calor. En el proceso de compostaje se conocen tradicionalmente 4 fases: fase mesófila (10-42 ºC), fase termófila (45-70 ºC), fase de enfriamiento o segunda fase mesófila, y fase de maduración (Moreno y Moral, 2008).

Teóricamente cualquier producto natural puede ser metabolizado durante el compostaje, siempre que se aporten el resto de requerimientos nutricionales de los microorganismos implicados. Por tanto, se hace necesario un análisis previo que permita establecer las características físico-químicas del material inicial para el compost, debido su complejidad en cuanto a la diversidad de compuestos químicos y su heterogeneidad.

Para realizar esta caracterización utilizaremos técnicas analíticas como la espectroscopia de fluorescencia, espectroscopia de resonancia magnética nuclear en estado líquido y análisis térmico (TG, DTG y DSC). Este trabajo tiene como objetivo principal caracterizar, a nivel fisicoquímico, un amplio espectro de estos diferentes ingredientes residuales con el fin de contribuir al conocimiento general del proceso de compostaje.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales utilizados

Las muestras que fueron elegidas para la caracterización físico-química incluyen restos vegetales de todo tipo incluyendo podas urbanas, lodos EDARI y restos agrícolas y agroalimentarios. Las muestras fueron: restos de poda de palmera washingtonia, palmera datilera, tipuana y morera, restos cebolla, lodo EDARI 1, lodo EDARI 2, sarmiento de vid, tallo de ajo, hoja de aguacate, pimiento, tomate y puerro. Las muestras estaban por duplicado.

2.2. Preparación y análisis de las muestras para espectroscopia de fluorescencia, resonancia magnética nuclear y análisis térmico

Para cada muestra, se siguió el protocolo de acuerdo a Marhuenda-Egea y col. (2007). Se pesaron alrededor de 100 mg y se añadió 1ml de agua con azida de sodio al 0,1% (p/v). Se ultrasonicaron durante 15 min. (frecuencia de 40 KHz) en un baño de ultrasonidos (J.P. Selecta 30000512). Cada muestra fue centrifugada a 12 000 rpm por 5 min en un equipo Eppendorf™ MiniSpin™.

Los espectros de fluorescencia fueron obtenidos con un espectrofluorímetro Jasco Modelo FP-6500. La fuente de excitación es una lámpara de Xenón a 150 W. Los mapas de contorno de los espectros de EEM se consiguieron con el extracto acuoso de las muestras, filtradas y centrifugadas, diluidas con 2 ml de agua ultrapura. El rango de longitud de onda de emisión (Em) fue fijado desde 250 a 460 nm, 2 nm en emisión, mientras que el rango de longitud de onda de excitación se incrementaba desde 220 a 400 nm en escalas de 5 nm en excitación. Los anchos de rendija fueron de 5 nm, y el extracto de las muestras fue irradiado en una celda de cristal de silicio (Hellma) de paso de 1 cm.

Para ^{1}H RMN se prepararon las muestras igual que para fluorescencia. La señal de los grupos funcionales de las moléculas orgánicas solubles fue medida mediante resonancia magnética nuclear de protón (^{1}H NMR) con 550 µl de la materia orgánica soluble extraída de las muestras con 50 µl de D_2O. Todas las medidas se realizaron con un espectrómetro BRUKER 900 Ultra Shield a temperatura ambiente utilizando una sonda inversa de 5-mm para ^{1}H NMR. Para eliminar la señal de agua se utilizó la secuencia de presaturación, tanto para los espectros 1D como para el experimento TOCSY (Martín-Mata y col., 2016).

El análisis térmico se realizó con las muestras secas y molidas (Torres-Climent y col., 2015), con un espectrofotómetro Mettler Toledo (TGA/SDTA851e/LF/1600). Todas las muestras se quemaron con una corriente oxígeno/nitrógeno (20/80 %), con un flujo de 100 ml min^{-1} y con un rango de temperatura de 25 a 700 ºC, a 10 ºC min^{-1}.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los espectros de las muestras de restos de poda, ricos en ligninas, hemos encontrado señales de fluorescencia típicas de compuestos aromáticos de alto peso molecular, mientras que en las muestras de restos agroalimentarios también había otro tipo de sustancias, como péptidos. Las muestras provenientes de lodos EDARI eran enormemente ricas en péptidos, tal y como se puede apreciar en las siguientes figuras. Hemos de considerar que las muestras analizadas tienen orígenes muy diversos y una enorme variabilidad en cuanto a su composición. Cuando hemos analizado muestras de pilas de compostaje, observamos la variación en la composición de las biomoléculas presentes a lo largo del proceso. Un punto clave en ese proceso de transformación y maduración de la MO es el consumo que se produce de los materiales de tipo proteico durante la etapa inicial y la etapa termófila (Moreno y Moral, 2008).

Hemos observado que no todos los materiales iniciales son ricos en péptidos, lo que podría indicar que su presencia en la pila de compostaje debería ser complementada con otros materiales que aporten estas biomoléculas. Por un lado, los microorganismos necesitan una fuente de energía, que serán, mayoritariamente, polisacáridos (celulosa, hemicelulosa, ligninas, etc.). Para que los microorganismos puedan disponer de los monómeros de glucosa, se necesitan enzimas extracelulares que liberen la glucosa. Pero además de una fuente de energía, es fundamental la presencia de una fuente de nitrógeno biodisponible. Esa fuente son los péptidos. La digestión de los péptidos es más sencilla que la de otras biomoléculas y además, los transportadores de membrana suelen preferir di y tripéptidos. Para que crezca la población microbiana es imprescindible la presencia de grandes cantidades de péptidos. En los materiales iniciales analizados podemos determinar la presencia y riqueza de péptidos y proteínas mediante fluorescencia (Figura 1).

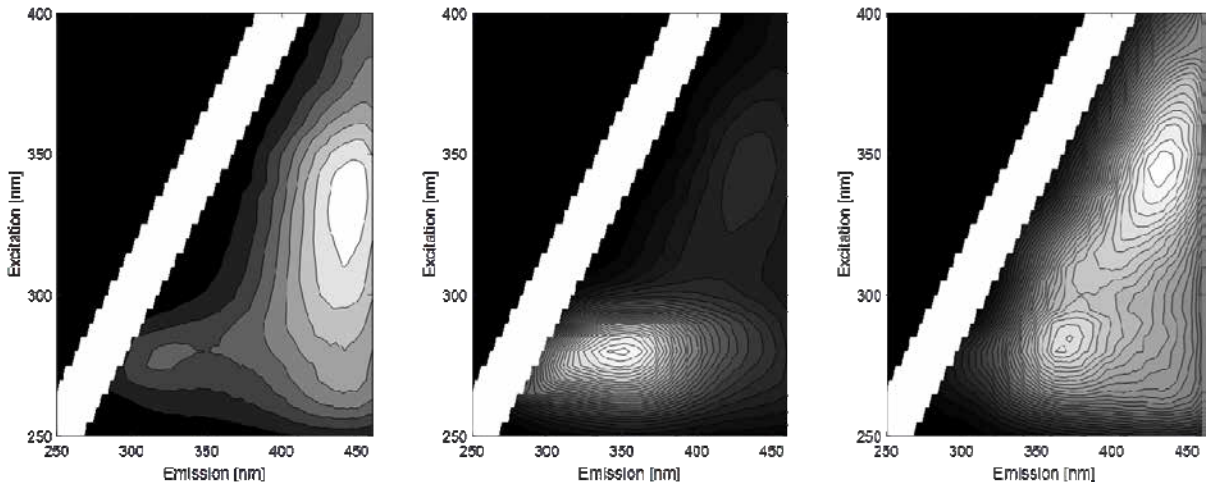


Figura 1. Espectros de fluorescencia de tres muestras. El primer espectro corresponde a una muestra de restos de poda de Palmera Washingtonia; el segundo a lodo EDARI; y el tercero a restos de pimiento.

Para poder tener una idea más clara de la presencia de las diferentes biomoléculas, aplicamos PARAFAC, (Parallel Factor Analysis, Ohno y Bro, 2006). No es la situación ideal para aplicar un método quimiométrico de este tipo, pues las muestras son enormemente heterogéneas y no es fácil encontrar patrones entre las muestras. Hemos podido encontrar dos componentes después del análisis con PARAFAC (Figura 2). Uno de ellos se asocia con la presencia de triptófano, aminoácido presente en proteínas (Component 2, λex. 280 nm, λem. 380 nm). Para comprobar que se trataba de proteínas, realizamos una determinación de las mismas mediante el método de Lowry, obteniendo una buena correlación entre ambas medidas. El otro componente (Component 1, λex. 325 nm, λem. 442 nm) corresponde a moléculas de alto peso molecular, probablemente derivadas de ligninas (Figura 2).

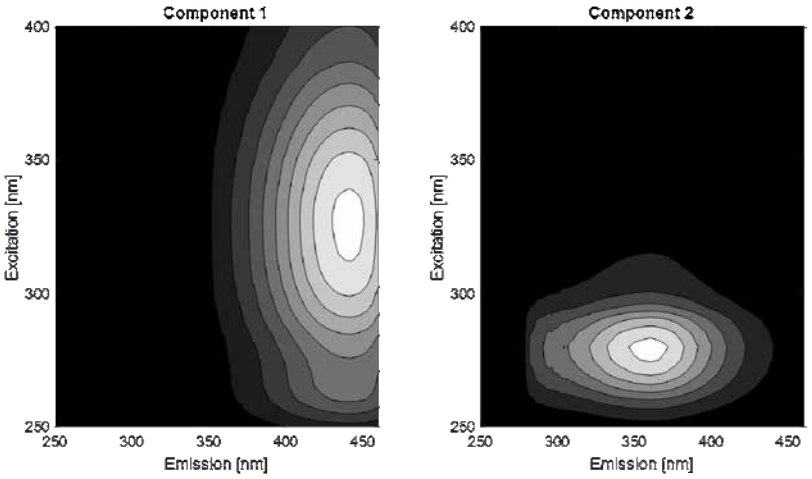


Figura 2. Componentes del modelo de PARAFAC obtenidos con los datos brutos de las muestras iniciales analizadas.

Para completar el análisis de la materia orgánica disuelta, realizamos una nueva extracción acuosa de las muestras sólidas iniciales. El objetivo era determinar, mediante ^{1}H RMN, las moléculas orgánicas, de pequeño tamaño, presentes y disponibles, en los materiales iniciales, para los microorganismos presentes en la pila de compostaje. Realizamos espectros 1D, con supresión de agua, tal y como se detalla en la sección de Materiales y Métodos (Martín-Mata y col., 2016). Podemos observar una gran heterogeneidad entre las diferentes muestras iniciales, tal y como era de prever. Hemos abordado el análisis de los espectros dividiéndolos éstos en regiones, en función del tipo de grupo funcional que podemos encontrar. Las mayores diferencias se observan en las regiones I y II, frente a la región III. La región I corresponde a los alquilos, la II a los que tienen átomos de O, de N o halógenos, y la región III a los azúcares, que tienes grupos –OH. Las muestras de origen vegetal presentan valores muy elevados (de más del 75 %) de azúcares, salvo para las muestras de tomate y pimiento, que tienen valores mucho más bajos. Las muestras de lodos EDARI presentan unos valores mínimos en el contenido en azúcares, mientras que las regiones alifáticas son más ricas en compuestos alquílicos y ácidos orgánicos. Hemos de tener en cuenta que las muestras de tomate y pimiento provienen de frutos desechados y parcialmente fermentados, lo que probablemente haya disminuido el contenido en azúcares del material inicial y haya incrementado el de alifáticos. Otro punto a destacar es el elevado contenido en azúcares de las muestras de cebolla, tallo de ajo y hoja de aguacate. Probablemente se trate de muestras de plantas verdes, que no tienen altos contenidos en polímeros vegetales insolubles como la lignina o la celulosa, como ocurre con los restos de poda.

El análisis térmico es muy útil para seguir el proceso de compostaje (Torres-Climent y col., 2015), aunque con las muestras iniciales analizadas no mostró grandes diferencias.

4. CONCLUSIONES

Los microorganismos necesitan moléculas sencillas para poder asimilarlas y metabolizarlas. Estas biomoléculas han de ser solubles en agua, por lo que no todas ellas están biodisponibles. Una de las principales biomoléculas son las proteínas, que se encuentran en ciertos materiales iniciales. Sería muy interesante conocer la cantidad de proteínas y azúcares presentes en los materiales iniciales para poder evaluar el inicio y evolución del compostaje.

5. BIBLIOGRAFÍA

Marhuenda-Egea F. C., Martínez-Sabater E., Jordá J., Moral R., Bustamante M. A., Paredes C., Pérez-Murcia M. D., 2007. Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: evaluation of the process by fluorescence excitation–emission matrix. *Chemosphere*, 68(2), 301-309.

Martin-Mata, J., Lahoz-Ramos, C., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Santos, A, Saez, J.A., Bernal, M.P., 2016. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environ Sci Pollut R. 23,* 17357-17369.

Moreno Casco J., Moral Herrero R., 2008. *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 570 pp.

Ohno T., Bro R., 2006. Dissolved organic matter characterization using multiway spectral decomposition of fluorescence landscapes. *Soil Sci Soc Am J.* 70(6), 2028-2037.

Torres-Climent A., Gomis P., Martín-Mata J., Bustamante M. A., Marhuenda-Egea F. C., Pérez-Murcia M. D., Moral R., 2015. Chemical, thermal and spectroscopic methods to assess biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *PloS one*, 10(9), e0138925.

6. AGRADECIMIENTOS

D. Daniel Dinza agradece a la Generalitat Valenciana la ayuda recibida para la realización del trabajo.

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE LODO DE DEPURADORA BAJO CUBIERTA SEMIPERMEABLE: RELACIONES ENTRE LAS ACTIVIDADES MICROBIOLÓGICAS Y LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS

Manuel Toledo[1], Mª Carmen Gutierrez[1], José Ángel Siles[1], Arturo F. Chica[1], Concepción Calvo[2], Mª Ángeles Martín[1]

[1]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Dpto. de Química Inorgánica e Ingeniería Química (Área de Ingeniería Química), Campus Universitario de Rabanales, Ctra. N-IV, km 396, Edificio Marie Curie, 14071 Córdoba, z22topam@uco.es, [2]Instituto de Investigación del Agua. Dpto. de Microbiología, Universidad de Granada, Ramón Cajal nº 4, 18071 Granada.

RESUMEN: Este estudio analiza el seguimiento de las características físico-químicas, actividades enzimáticas y emisiones odoríferas del proceso de compostaje de lodo de depuradora, previamente biometanizado parcialmente, y llevado a cabo bajo una cubierta semipermeable. Se obtuvieron correlaciones significativas entre las variables físico-químicas y actividades microbiológicas. Entre los resultados más destacables, se observó que durante los primeros 14 días del proceso hay una alta correlación de las actividades enzimáticas como β-glucosidasa, proteasa y deshidrogenasa, con la etapa hidrolítica de la materia orgánica. El incremento de temperatura se vio favorecido por el uso de la cubierta semipermeable, alcanzando su máximo a los 10 días del proceso, promoviendo el crecimiento y la presencia de hongos y bacterias termófilas. El decremento del carbono orgánico total, la materia orgánica, el carbono total, y el incremento de la temperatura, indicaron la rápida biodegradación de la materia orgánica realizada por los microorganismos. Así, se observó una reducción significativa de sólidos volátiles, con un contenido del 36% a los 120 días del proceso, que se encuentra por encima del mínimo establecido en el RD 506/2013. Con respecto al contenido en metales, se evaluó su influencia sobre la evolución de las actividades enzimáticas, siendo el plomo, el zinc y el níquel los metales más influyentes. Finalmente, se observó que la cubierta semipermeable reduce significativamente los picos de emisión de olor generados durante la etapa hidrolítica del proceso de compostaje con valores medios de 4 $ou_E/s \cdot m^2$, con lo que demuestra ser una solución viable para mitigar las emisiones de olor.

PALABRAS CLAVE: Compostaje; Actividad microbiológica y enzimática; Microbiota; Análisis de componentes principales; Regresión multivariante.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es una de las estrategias más adecuadas para estabilizar la materia orgánica y eliminar los contaminantes, lo que permite el uso del producto final en el suelo para mejorar la producción agrícola. Entre las problemáticas relacionadas con el compostaje de lodos de depuradora, los olores son de gran preocupación debido a los problemas causados por la proximidad de las plantas de biosólidos a las áreas urbanas. Se han desarrollado diferentes tecnologías en las últimas décadas, como el uso de cubiertas para mitigar las emisiones gaseosas durante el compostaje (Luo y col., 2014). Estas cubiertas, así como las condiciones operativas del proceso, podrían afectar a la actividad microbiológica, ya que el compostaje se realiza por la actividad microbiana de una gran diversidad de microorganis-

mos (Partanen y col., 2010). La actividad enzimática se ha considerado un indicador de la calidad, madurez y estabilidad del compost (Bohacz y Korniłowicz-Kowalska, 2009) o como un indicador del estado y la evolución de la materia orgánica (Castaldi y col., 2008). Este estudio propone la evaluación conjunta de las variables físico-químicas, respirométricas y microbiológicas durante el proceso de compostaje de lodos de EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) parcialmente estabilizados por digestión anaerobia, utilizando una cubierta semi-permeable, con el fin de encontrar relaciones entre ellas. Se evaluó la evolución de la microbiota cultivable mesófila y termófila, y la influencia de las variables microbiológicas y físico-químicas en las diferentes actividades enzimáticas durante el compostaje. Las actividades enzimáticas se analizaron con el objetivo de seleccionar el indicador más adecuado para controlar el proceso de compostaje.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Seguimiento del proceso de compostaje y muestreo de olor

El proceso de compostaje se ha llevado a cabo en una pila con 250 toneladas de lodo de EDAR mezclado con poda vegetal (3:1 v/v) y dimensiones 30×8×1,5 m. El tiempo total de tratamiento fue de 120 días dividido en dos etapas: i) primera etapa (1-30 días), durante la cual la pila de compost se cubrió con una cubierta semipermeable para acelerar el proceso y reducir la emisión de olores desagradables, y ii) etapa de maduración o descubierta (30-120 días). Durante la etapa cubierta, se ha utilizado un sistema de aireación forzada con un caudal máximo de 2,300 m^3/h_{STP} a 2,840 rpm y una frecuencia de aireación de 10 minutos por hora. En la etapa descubierta la pila se aireó mediante volteos y se regó semanalmente para mantener la aireación y el contenido de humedad adecuados del sustrato compostable.

La temperatura se monitorizó utilizando un sensor de tipo PT-100, registrando continuamente la temperatura a cinco profundidades diferentes a lo largo del proceso (0, 25, 50, 75, y 100 cm).

Las muestras de olor tomadas se almacenaron en bolsas de Nalophan de 8 L de capacidad y se analizaron mediante olfatometría dinámica con un olfatómetro modelo TO8 desarrollado por Odournet GmbH (Alemania).

2.1.1. Caracterización físico-química, microbiológica y enzimática

Se tomaron un total de 12 muestras en cinco puntos de profundidad diferentes y se mezclaron en una sola muestra siguiendo el procedimiento de muestra compuesta. Los tiempos de muestra se establecieron en 0, 1, 5, 8, 14, 30, 40, 70 y 120 días.

La caracterización físico-química fue determinada según la metodología propuesta por The U.S. Department of Agriculture and The US Composting Council (2002).

Un seguimiento microbiológico se ha realizado para evaluar el desarrollo de bacterias y hongos durante el proceso de compostaje.

Las actividades enzimáticas evaluadas fueron: proteasa (Ac-Pr) según el método descrito por Ladd y Butler (1972); ácido fosfatasa (Ac-AcP) y fosfatasa alcalina (Ac-AlP) por cuantificación de p-nitrofenol a partir de p-nitrofenil-fosfato y tampón modificado universal (0,1 M); β-glucosidasa (Ac-βGlu) y arilsulfatasa (Ac-Ar) mediante cuantificación de p-nitrofenol utilizando p-nitrofenil-β-D-glucopiranosido y p-nitrofenil sulfato; y velocidad de consumo de oxígeno (Ac-RO_2) y consumo acumulado de oxígeno (Ac-O_2) mediante respirometría estática en fase líquida.

2.2. Análisis estadístico: análisis de componentes principales y regresión multivariante

Un análisis de componentes principales (PCA) se llevó a cabo utilizando la matriz de datos obtenida de la caracterización físico-química y el análisis microbiológico de las muestras. Este método estadístico se aplicó para encontrar patrones entre las variables físico-químicas o microbiológicas y las muestras analizadas. Además, la relación entre la actividad enzimática y las variables físico-químicas, las variables microbiológicas y el contenido de metales pesados durante el proceso de compostaje se ha evaluado estadísticamente mediante regresión multivariante.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Características físico-químicas y evolución de las poblaciones microbiológicas

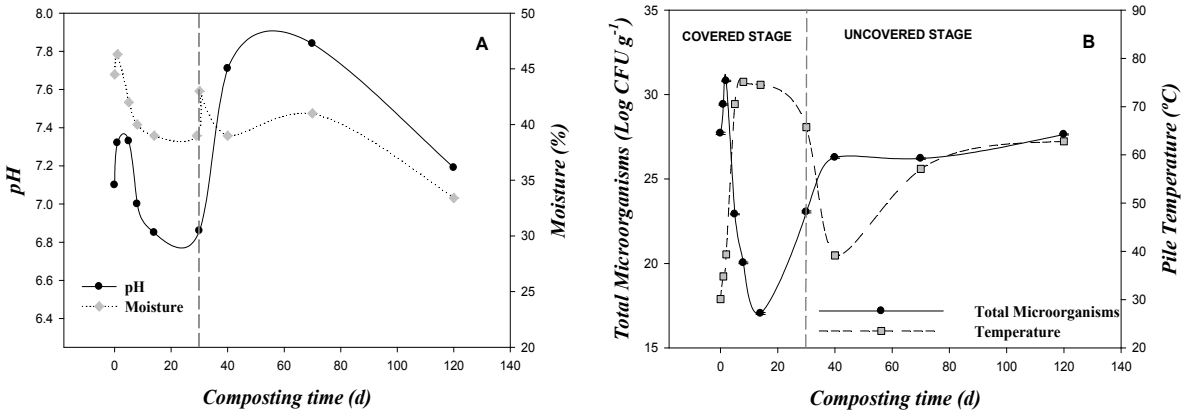


Figura 1. (A) Evolución de pH y humedad, (B) microorganismos totales y temperatura durante el compostaje.

La humedad (M) permaneció casi constante durante los primeros 30 días de compostaje debido a la cubierta semipermeable, con valores iniciales y finales de 46% y 43%, respectivamente (Figura 1A). También se observaron ligeras pérdidas de humedad durante la etapa cubierta (días 1-30) y la etapa descubierta (días 30-120) por lixiviación y aumento de la temperatura, debido a la actividad microbiológica en ambas etapas. En cuanto al pH, se observó una disminución durante los primeros 30 días debido a la acción microbiana en la materia orgánica biodegradable, liberando ácidos orgánicos. En la etapa descubierta, el pH aumentó hasta el final del proceso, alcanzando valores de 7,4–7,8, lo que es indicativo de una estabilización adecuada de la materia orgánica. El comportamiento de la materia orgánica durante el proceso se evaluó a partir del porcentaje de sólidos volátiles (VS). En la etapa cubierta, VS se mantuvo constante debido a la retención causada por la cubierta semipermeable. Sin embargo, VS se redujo significativamente hasta llegar al 36% a los 120 días, encontrándose por encima del límite permitido. Finalmente, el impacto oloroso generado durante el proceso fue evaluado. El pico máximo de emisión de olor observado durante la etapa hidrolítica fue de 32 ou_E s^{-1}, demostrándose la eficacia de la cubierta semipermeable para minimizar el impacto oloroso.

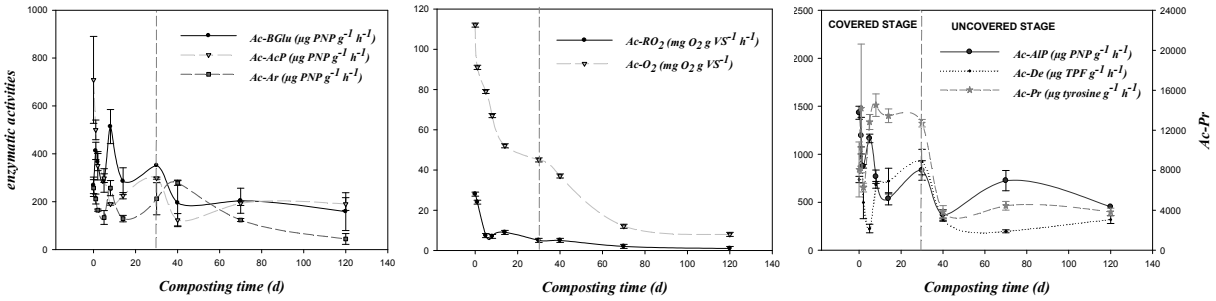


Figura 2. Evolución de las actividades enzimáticas y respirométricas durante el proceso de compostaje.

Por otro lado, la elevada actividad enzimática generó un aumento progresivo de la temperatura hasta alcanzar un rango termófilo de 75°C, lo cual provocó el decremento significativo de microorganismos totales y por tanto el cese de la actividad microbiana (Figura 1B). En la etapa descubierta, se incrementó la actividad de los microorganismos mesófilos y con ellos la temperatura hasta alcanzar los 62°C, liberando los patógenos necesarios para obtener un producto final estable.

3.2. Actividades enzimáticas durante el proceso de compostaje

En los primeros 8 días del proceso, Ac-AlP y Ac-Pr mostraron una activación significativa ya que ambas actividades son necesarias para comenzar la hidrólisis de la materia orgánica (Figura 2). Ac-De mostró un aumento en la primera mitad de la etapa termófila, siendo esta actividad un reflejo global de la actividad oxidativa total de la microbiota. Ac-βGlu, Ac-AcP y Ac-Ar mostraron un pico de actividad en la fase termófila; sin embargo, las actividades disminuyeron en la fase mesófila, posiblemente debido al estado de madurez del material. La enzima Ac-Ar reveló un valor máximo que sufrió un cambio drástico debido al efecto inhibitorio provocado por los productos de la mineralización de la materia orgánica como el fósforo o nitrógeno. Las actividades respirométricas (Ac-RO_2 y Ac-O_2), cayeron de acuerdo con la higienización del material y la reducción de VS.

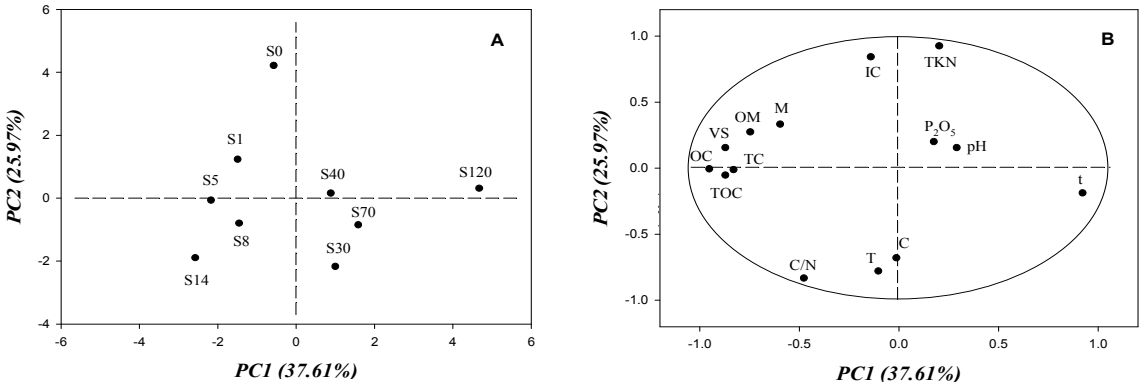


Figura 3. (A) Gráfico de puntaciones de las muestras evaluadas y (B) gráfico normalizado de saturaciones correspondiente a cada variable fisicoquímica obtenida por PCA.

3.3. Análisis de componentes principales y regresión multivariante

La relación entre las variables físico-químicas y microbiológicas con las muestras analizadas ha sido evaluada mediante un PCA. A modo de ejemplo, la Figura 3 muestra el gráfico de puntua-

ciones (A) con la distribución de las muestras y el gráfico de saturaciones (B) con la relevancia o peso de cada variable físico-química sobre las mismas. Como se observa, las muestras frescas (de S0 a S14) están muy relacionadas con el olor (OC), la temperatura (T), el contenido de materia orgánica (VS, TOC, OM, TC) y su biodegradación durante la primera etapa del proceso. Sin embargo, las muestras con un grado avanzado de degradación (de S30 a S120) mostraron una relación significativa con el pH, tiempo de residencia (t), y fósforo (P_2O_5) debido a la estabilidad y alta concentración de fósforo característicos en la etapa de madurez.

En cuanto a la relación de las variables microbiológicas y las muestras en las distintas etapas del proceso, las muestras iniciales (S0, S1 y S5) se mostraron altamente relacionadas con la actividad enzimática centrada en la activación inicial del proceso de compostaje (Ac-AcP y Ac-AlP) y la respiración de microorganismos (Ac-RO_2 y Ac-O_2). Las muestras tomadas en la segunda mitad de la etapa cubierta (S8, S14 y S30) destacaron por las actividades enzimáticas como Ac-Pr y Ac-βGlu, que están relacionadas con el alto nivel de degradación de la materia orgánica durante la etapa hidrolítica. Al final del proceso, las muestras (S40, S70 y S120) mostraron una relación con la concentración de bacterias termófilas y mesófilas presentes durante la etapa descubierta.

Cada actividad enzimática fue predicha a partir de las variables físico-químicas y microbiológicas mediante regresión multivariante y con coeficientes de regresión de 0,99. pH, VS, M y metales como Pb, Zn, Cd y Ni fueron los más influyentes en la correlación de predicción.

4. CONCLUSIONES

La relación entre las variables físico-químicas, respirométricas y actividades microbiológicas fue validada correctamente, lo cual es necesario para profundizar en las rutas bioquímicas de actividad enzimática importantes en el proceso de compostaje. Además, el uso de la cubierta semipermeable favorece el aumento de la temperatura con valores de 70°C durante la etapa hidrolítica y minimiza el impacto oloroso generado durante esta etapa. Finalmente, metales pesados como Pb, Zn, Cd y Ni influyeron de forma negativa en la evolución de las actividades enzimáticas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bohacz J., Korniłłowicz-Kowalska T., 2009. Changes in enzymatic activity in composts containing chicken feathers. *Bioresource Technol.* 100, 3604-3612.

Castaldi P., Garau G., Melis P., 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Manage*. 28, 534-540.

Ladd J.N., Butler J.H.A., 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem*. 4, 19–30.

Luo W.H., Yuan J., Luo Y.M., Li G.X., Nghiem L.D., Price W.E., 2014. Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting. *Chemosphere* 117, 14-19.

Partanen P., Hultman J., Paulin L., Auvinen P., Romantschuk M., 2010. Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiol*. 10, 94.

The US Department of Agriculture and The US Composting Council, 2002. Test methods for the examination of composting and compost (TMECC). Houston, TX: Edaphos International.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Proyecto de Excelencia P11.RNM.7370 y al Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto CTQ2014-60050-R, proyecto CTM2017-88723-R y la beca F.P.I. BES-2015-071929, por la financiación de esta investigación.

DESARROLLO DE UN PROCESO DE COMPOSTAJE PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN UNA GRANJA CUNÍCULA

Juan Manuel Antolín Rodríguez[1], Mercedes Sánchez Báscones[1], Mari Cruz García González[2], Diego Conde-Cid[1], María Soto-Herranz[1]

[1]E.T.S.I.A. Universidad de Valladolid, Av. Madrid, 44, 34004-Palencia, 2ITACYL, Finca Zamadueñas, Ctra. de Burgos, km. 119, 47071 Valladolid, msbascones@gmail.com

RESUMEN: El objetivo de esta experiencia fue desarrollar un proceso de compostaje, económicamente viable, para la gestión integral de todos los residuos producidos en una explotación cunícola (estiércol de conejo (RM) y cama formada por una mezcla de viruta, excretas y pelo de los animales (L)). La experiencia se llevó a cabo en tres pilas dinámicas, con aireación natural, mezclando 3160 kg de estiércol de conejo húmedo con: pila 1 (200 kg de cama (L)) y pila 2 y 3 (52 kg de paja (S)). El contenido de humedad de los materiales utilizados fue (75% RM, 31% L y 12% S) y la relación C/N (19 RM, 29 L y 89 S). La fase activa del proceso duró 78 días y la fase de maduración 150 días. La temperatura máxima alcanzada estuvo comprendida entre 61-65ºC. La relación C/N experimentó una reducción progresiva durante 35 días, hasta valores casi constantes entre 15 y 20. Las muestras finales presentaron índices de germinación de 62,1%, 51,6% y 74,1% para las pilas 1, 2 y 3 respectivamente.

PALABRAS CLAVE: compost, estiércol de conejo, cama, paja, pila dinámica

1. INTRODUCCIÓN

Las economías de los países europeos se están acercando al límite ecológico de su sistema de desarrollo y los efectos de la escasez de recursos se están haciendo cada vez más evidentes. Integrando la gestión de los subproductos de las explotaciones ganaderas y la protección de la fertilidad del suelo, puede generarse un nuevo esquema de sostenibilidad. El compostaje está considerado como uno de los sistemas de gestión de residuos de granjas más adecuado, así como, la forma de incrementar la cantidad de materia orgánica del suelo preservando el medioambiente (Stentiford, 1987). La optimización del proceso se consigue mediante el control de parámetros como la temperatura, relación C/N, pH y humedad, entre otros (Bernal y col., 2009).

España es el segundo productor de conejos, después de Francia, con unas 3.800 granjas y con un censo de unos 6,0 millones de conejos (MAGRAMA, 2018). La producción española de estiércol de conejo total es de aproximadamente 1.200.000 t año^{-1}**,** con una generación por conejo entre 40 y 200 g·d^{-1}, dependiendo de la edad y estado de gestación.

El objetivo de este experimento fue estudiar la viabilidad del compostaje en pilas dinámicas para la gestión de los residuos de esta granja, evaluando los parámetros del proceso y la composición del producto final.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales utilizados de compostaje

El experimento fue realizado en una granja de conejos situada en la localidad de Medina de Rioseco, Valladolid (NW España, 41.8647495°N, -4.9999958°W). El estiércol y la cama procedían

de la cría de los animales en la propia granja y la paja de cebada es un residuo que se obtiene tras la cosecha y es muy abundante en la zona. La cama estuvo formada por una mezcla de viruta, excretas y pelo de los animales, poseía altos niveles de N debido al gran poder de absorción de la viruta y el pelo por la orina de los animales. En la Tabla 1 se indica la composición de cada una de las 3 pilas de compostaje que se realizaron en este estudio.

Tabla 1. Composición de las mezclas de cada una de las pilas de compostaje (RM+L, RM+S1 y RM+S2).

Pilas	RM+L	RM+S1	RM+S2
Estiércol de conejo (kg)	790 (3160)	790 (3160)	790 (3160)
Paja de cebada (kg)	9	52	52
Cama de viruta (kg)	200	0	0

Datos de materia seca, entre paréntesis peso fresco.

Las tres pilas de compostaje fueron preparadas mezclando estiércol de conejo con dos tipos de estructurantes (paja de cebada o cama), con una relación C/N próxima a 25. La primera pila (RM+L) se realizó con una mezcla de estiércol de conejo con cama, mientras que las otras dos pilas (RM+S1 y RM+S2) se realizaron con una mezcla de estiércol de conejo y paja de cebada. En la Tabla 2 se indican las características generales de los materiales utilizados en las 3 pilas.

Tabla 2. Características generales de los materiales usados en las 3 pilas (estiércol de conejo, paja de cebada y cama) antes del compostaje.

Variable	Estiércol de conejo (RM)	Paja de cebada (S)	Cama (L)
Humedad (%)	74,7±0,4	12,0±6,6	31,0±5,0
Materia Orgánica (%)	93,2±3,6	94,4±0,4	94,8±0,7
Carbono total (%)	38,8±0,3	43,3±0,0	45,2±0,3
Nitrógeno total (%)	2,01±0,02	0,49±0,01	1,57±0,01
Relación C/N	19,3±0,3	88,8±1,2	28,8±0,1

Variables expresadas en materia seca.

Las mezclas fueron compostadas mediante un sistema de pilas dinámicas. Los materiales fueron aportados en capas (alternando diferentes materiales) con un espesor estimado para dar 5 capas de cada material. Las mezclas tuvieron elevada cantidad de contenido de agua, permitiendo a las mezclas drenar el exceso de humedad. El proceso de aireación fue realizado manualmente mediante volteo de las pilas. En el proceso de compostaje se realizaron 3 volteos en los días 16, 45 y 72 para todas las pilas. La humedad de las pilas en la fase de biooxidación se mantuvo entre 65-40%, no siendo necesario el aporte de agua.

La fase de bioxidativa del proceso de compostaje (fase activa) se consideró terminada cuando la temperatura de la mezcla fue estable y cercana a la de la temperatura ambiental (78 días). Las mezclas fueron permitidas madurar durante 150 días (fase maduración), con una duración total del proceso de compostaje de 218 días.

Una muestra representativa de cada pila fue tomada cada 7 días en la fase activa (aproximadamente 2 meses) y cada 30 días en la fase de maduración. Los niveles de humedad y temperatura fueron monitorizados, durante la fase de biooxidación, diariamente de forma manual a una profundidad de 15 cm desde la zona central de cada pila, tres veces diarias.

La toma de muestras de las pilas de compostaje se realizó tomando una cantidad de 1,5 kg en 5 puntos diferentes, con un total de 15 muestras por cada pila.

2.2. Metodología de análisis

Muestras de estiércol de conejo, paja, cama y pilas de compostaje fueron analizadas. En orden a homogeneizar las muestras, estas se secaron al aire, se molieron con un molino de bolas Retsch HM 302 ball mill (Biometa, Oviedo, España) y se tamizaron (θ<2mm).

El contenido de humedad se determinó mediante secado en estufa a 105ºC durante 24 h. El contenido de materia orgánica (MO) fue analizado por pérdida de materia en mufla a 450º durante 24 h. El pH y la conductividad eléctrica fueron determinados en una suspensión con una relación (1:2,5) de muestra en agua. El nitrógeno (Nt) y carbono total (Ct) fueron analizados por equipo de análisis multielemental CNH Leco-2000 (St. Joseph, MI, USA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje

En la Figura 1 se muestra la variación de temperatura durante el proceso de compostaje (fase activa) con una duración de 78 días, manteniendo la fase de maduración hasta los 218 días. Los volteos manuales se realizaron en los días 16, 45 y 72.

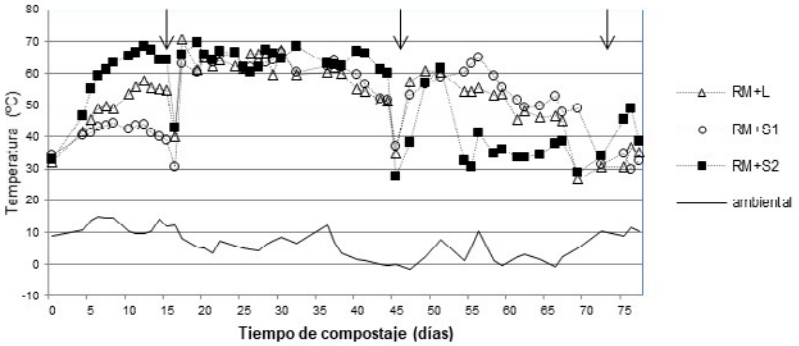


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje para las 3 pilas (RM+L, RM+S1 y RM+S2) y la temperatura ambiental. Se indica con flechas los volteos realizados.

El incremento de temperatura durante los primeros días (< 16 d) fue desigual entre pilas, no teniendo influencia el tipo de estructurante aplicado. Después del primer volteo, las temperaturas de las tres pilas se igualaron estableciéndose en un intervalo de temperatura entre 60-70ºC, valores máximos alcanzados en el proceso. Finalmente, a partir del día 45, las temperaturas de las tres pilas fueron reduciéndose hasta situarse en un rango de temperaturas comprendido entre 30 y 40ºC. La temperatura, de las pilas RM+S1 y RM+L, se mantuvo entre los días 45 y 68 en valores más elevados que RM+S2. La degradación de la materia orgánica fue mayor en el inicio del proceso para RM+S2 que el resto de pilas, como se observa con el incremento más intenso de temperatura.

3.2. Evolución de las propiedades físico-químicas durante el proceso de compostaje

La tendencia observada para el pH durante el proceso de compostaje fue similar para las tres pilas. Inicialmente (< 14 d) se observó una reducción hasta valores de 8,4 de pH, posteriormente se incrementó situándose en un intervalo entre 9,2 y 9,4 (< 165 d) y finalmente descendió hasta valores comprendidos entre 8,6 y 8,9 (datos no mostrados). La mineralización de la materia orgánica, en el inicio del proceso, conlleva la formación de amoniaco que se solubiliza formándose amonio, incrementando el pH. Al final del proceso, en zona de maduración (> 165 d), el pH se reduce por el proceso de nitrificación que implica aporte de acidez. El rango de valores óptimos de pH para una buena actividad microbiológica se encuentra comprendido entre 6,7 y 9 (Bernal y col., 2009).

El balance nutricional se define principalmente por la relación C/N estando el rango ideal establecido entre 25-35 (Bernal y col., 2009). La tendencia para las 3 pilas fue similar (Figura 2), con una intensa reducción inicial hasta un valor aproximado de 20 (40 d). Posteriormente se reduce de forma progresiva hasta un rango entre 14 y 17, la mezcla RM+L presentó valores más elevados.

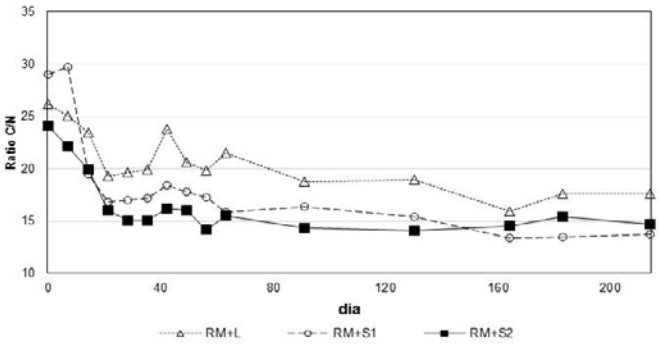


Figura 2. Evolución de la relación C/N durante el proceso de compostaje para las 3 pilas (RM+L, RM+S1 y RM+S2).

En la Tabla 3 se muestran los valores de las propiedades físico-químicas de muestras iniciales y finales del proceso de compostaje para cada pila.

Tabla 3. Propiedades físico-químicas antes (0 d) y final (218 d) de cada pila.

Pila	**RM+L**		**RM+S1**		**RM+S2**	
Inicio/Final	**0 (d)**	**217 (d)**	**0 (d)**	**217 (d)**	**0 (d)**	**217 (d)**
Humedad (%)	43,7±7,0	36,3±2,6	49,3±8,2	40,3±2,0	64,5±1,6	38,2±3,4
MO (%)	40,6±1,6	29,8±0,6	45,0±0,1	38,3±0,1	58,0±1,7	31,9±0,4
Nt (%)	0,86±0,01	0,99±0,01	0,72±0,01	1,54±0,03	1,21±0,01	1,26±0,01
Ct (%)	22,5±0,1	17,5±0,1	23,5±0,3	21,2±0,2	29,2±0,3	18,5±0,2
C/N	26,2±0,4	17,6±0,2	29,0±0,3	13,7±0,2	24,1±0,4	14,7±0,1
P (%)	0,24±0,01	0,38±0,03	0,22±0,01	0,54±0,06	0,39±0,05	0,42±0,02
K (%)	1,02±0,3	1,10±0,12	1,08±0,22	1,11±0,08	1,17±0,10	1,29±0,21

Valores medios de 3 medidas ± desviación estándar.

El contenido en MO se redujo un 45% para RM+S2, seguido por un 26% para RM+L y finalmente un 15% para RM+S1. En las 3 pilas el contenido de nitrógeno total aumentó durante el proceso de compostaje, generado por un proceso de concentración causado por la pérdida de peso asociado a la mineralización de la materia orgánica.

4. CONCLUSIONES

El proceso de compostaje mediante pilas dinámicas para estiércol de conejo con paja de cebada o cama generó un compost con unas buenas propiedades físico-químicas, especialmente en lo que se refiere a la relación C/N.

El control del proceso de compostaje mediante control de temperatura y aireación por volteo manual fueron adecuados.

No se observaron diferencias respecto al comportamiento del proceso dependiendo del tipo de estructurante. Las tres pilas evolucionaron adecuadamente según los parámetros de temperatura, pH y relación C/N.

5. BIBLIOGRAFÍA

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.

Magrama, 2018. “EL SECTOR CUNÍCOLA EN CIFRAS: Principales Indicadores Económicos”, Subdirección General de Productos Ganaderos, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: http://publicacionesoficiales.boe.es/ NIPO: 013-17-212-8 (fecha de consulta 06/07/2018).

Stentiford E., 1987. Recent developments in composting. En: M. de Bertoldi, M. Ferrant, P. L’Hermite, F. Zuicconi, F. (Eds.) *Compost, Production, Quality and Use*. Ed. Elsevier, London, 52–60.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación recibida por la granja Potosí ubicada en Valverde de Campos, así como las facilidades para realizar el proyecto en la propia granja.

ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y LA ACTIVIDAD DE LA COMUNIDAD FÚNGICA DURANTE EL COMPOSTAJE DE ALPERUJO

Germán Tortosa[1], Fernando Torralbo[2], Paula Maza-Márquez[3], Elisabet Aranda[3], Concepción Calvo[3], Carmen González-Murua[2] y Eulogio J. Bedmar[1]

[1]Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008-Granada, España, [2]Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Barrio Sarriena s/n, 48940-Leioa, Bizkaia, España, [3]Instituto Universitario de Investigación del Agua. Universidad de Granada, Edificio Fray Luís, C/ Ramón y Cajal, 4. Granada, España, german.tortosa@eez.csic.es

RESUMEN: En este trabajo se han estudiado las variaciones en la abundancia y actividad de la comunidad fúngica durante el compostaje de alperujo, el principal residuo orgánico de la extracción del aceite de oliva. Para ello, a partir de muestras obtenidas en las fases mesófila, termófila y de maduración se extrajo ADN genómico (ADNg) y ARN, y éste se retrotranscribió a ADN complementario (ADNc). La identificación de la comunidad fúngica se realizó mediante la amplificación de la región intergénica (ITS), utilizando la tecnología MiSeq de Illumina. La abundancia total se determinó mediante PCR cuantitativa (qPCR) del gen 18S ARNr a partir tanto del ADNg como del ADNc. Los resultados obtenidos indican que el *phylum* Ascomycota predominó en las fases mesófila y de maduración ya que representó más del 90% del total de secuencias identificadas, de las que las correspondientes al género *Penicillium* fueron las más abundantes.-En la fase termófila, además de Ascomycota, destacó el género *Clitopilus* del *phylum* Basidiomycota. El número de copias del gen 18S ARNr, estimado a partir tanto del ADNg como del ADNc, se incrementó a lo largo del proceso de compostaje, sobre todo en las fases termófila y de maduración, lo que indicó una mayor abundancia y actividad de los hongos durante esas fases.

PALABRAS CLAVE: 18S ARNr, ITS, RT-PCR, qPCR, ARN, ADN complementario, retrotranscripción,

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso biológico en el que la materia orgánica se transforma y degrada por la actividad secuencial de un elevado número de microorganismos, sobre todo bacterias y hongos, presentes en los propios residuos. En los últimos años, el empleo de las técnicas ómicas (proteómica, metagenómica, transcriptómica, etc.) aporta abundante información sobre los cambios en la estructura y composición de las comunidades microbianas durante el proceso de compostaje. La mayoría de estos estudios, no obstante, se centran en el análisis de las comunidades bacterianas, mientras que son muy escasos los que investigan las poblaciones fúngicas. En este trabajo se han estudiado las variaciones en la diversidad de la comunidad fúngica durante el compostaje de alperujo, así como su abundancia y actividad durante las fases mesófila, termófila y de maduración del proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Compostaje del alperujo

El compostaje se llevó a cabo de la manera descrita previamente (Tortosa y col., 2012; 2017). En esencia, se prepararon dos pilas trapezoidales a modo de réplicas biológicas de unas 10 toneladas

cada una, mezclando volúmenes iguales de alperujo y estiércol de oveja. Durante el proceso se realizaron siete volteos con la ayuda de una máquina retroexcavadora. La humedad se controló con un sistema de riego por aspersión que permitió mantener el contenido de agua en torno al 40%. El compostaje duró 23 semanas, tiempo tras el cual se realizó una caracterización agroquímica de los compost obtenidos. Ambos presentaron valores de pH ligeramente básicos, baja salinidad y elevado contenido en materia orgánica, principalmente de naturaleza lignocelulósica y parcialmente humificada. El contenido en N osciló entre 1,3 y 1,7%, el de K entre -1,0 y 1,2% y el de P entre 0,1 y 0,2%. Los valores calculados para el test de Zucconi fueron superiores al 80%, lo que indicó ausencia de fitotoxicidad. Según su contenido en metales pesados se clasificaron como Clase A.

2.2. Toma de muestras, extracción de ADNg y ARN y obtención de ADNc

Las muestras de compost para la extracción de ADNg y ARN se tomaron durante las fases mesófila (semana 1: 25-40 ºC), termófila (semana 7: 50-60 ºC) y de enfriamiento o maduración (semana 30: < 30 ºC). En cada fase se recogieron 30 muestras localizadas a diferentes alturas y profundidades de cada pila que se mezclaron para formar una muestra compuesta. Después de su transporte al laboratorio en condiciones refrigeradas se guardaron a -80 ºC hasta su procesamiento. A partir de esta muestra se utilizaron tres réplicas analíticas para cada tiempo y pila de compostaje, realizando un total de 18 extracciones.

Para la extracción de ADNg se utilizó el kit comercial PowerSoil® DNA Isolation (MoBio) siguiendo las recomendaciones descritas por Neher y col. (2013) para la homogenización de las muestras y la mejora del proceso de extracción. De forma paralela, el ARN se extrajo de las mismas muestras empleando el kit comercial RNA PowerSoil® Total RNA Isolation (MoBio). Debido al contenido variable en ácidos húmicos y otros contaminantes, se optimizó la cantidad de muestra para la extracción, que fue de 1,5, 0,5 y 0,2 g de peso fresco de compost, correspondientes a las fases mesófila, termófila y de maduración, respectivamente.

El ARN obtenido se trató con ADNasa (DNase I, RNase free, Ambion, Life Technologies) para eliminar cualquier resto de ADN co-extraido y una vez limpio, se retrotranscribió a ADNc mediante el kit PrimeScript TM RT Reagent (Takara Bio Inc.). En todos los casos se emplearon cantidades equimoleculares de ácidos nucleicos para todas las muestras. Finalmente, tanto el ADNg como el ADNc se cuantificaron usando un fluorímetro Qubit™ 4 Fluorometer (Invitrogen) y las muestras se mantuvieron a -20 ºC hasta la realización de los análisis genómicos.

2.3. Amplificación del gen 18S ARNr mediante Illumina y análisis bioinformático

Para el análisis de la diversidad fúngica se amplificó la región intergénica (ITS) del gen 18S ARNr mediante el empleo de los cebadores ITS1-F_KYO2 (5'-CTHGGTCATTTAGAGGAASTAA-3') e ITS2-KYO1 (5'-CTRYGTTCTTCATCGDT-3') descritos por Toju y col. (2012) y las condiciones de la tecnología Illumina MiSeq que lleva a cabo la empresa Life Sequencing S.L. (Valencia, Spain). Las secuencias obtenidas se limpiaron usando los softwares PEARL V.0.9.1 (http://www.exelixis-lab.org/web/software/pear) y CUTADAPT V.1.8.1. (http://cutadapt.readthedocs.io/en/stable/) para eliminar las secuencias con menos de 200 nucleótidos, aquellas sin resolver y las posibles quimeras. Para la asignación taxonómica de cada amplicón se empleó la herramienta UNITE Fungal ITS Gene disponible en la base de datos Ribosomal Data Project (RDP, release 11.5, http://pyro.cme.msu.edu) (Cole y col., 2014). El nivel de confianza establecido fue del 80%.

2.4. Amplificación del gen 18S ARNr, del ADNg y ADNc mediante qPCR

La abundancia de las poblaciones fúngicas se estimó mediante qPCR del gen 18S ARNr de la manera descrita previamente (Maza-Márquez y col., 2018). Brevemente, el ADNg y el ADNc se

emplearon como moldes, los oligonucleótidos FungiQuant-F (5'-GSWCTATCCCCAKCACGA-3') y FungiQuant-R (5´-GGRAAACTCACCAGGTCCAG-3') como cebadores y la iTaq Universal SYBR Green Supermix (Sigma Aldrich) como mezcla de reacción. Para cada muestra, las reacciones se llevaron a cabo por triplicado. Se empleó un termociclador Step One PlusTM Real-Time PCR System (Agilent Technologies) provisto con un sistema Mx3000P. El número de copias se calculó en base a una curva patrón (diluciones entre 10^{-1}-10^{-8} nº de copias/µl) del plásmido linealizado pGEM-T Easy vector (Promega) conteniendo el gen 18S ARNr. Los datos se expresaron como número de copias del gen 18S ARNr por peso (g) seco de compost (PSC).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como puede observarse en la Figura 1, el filotipo predominante durante el proceso de compostaje fue Ascomycota, representando más del 90% del total de secuencias identificadas durante las fases mesófila y de maduración. Este *phylum* se suele encontrar con frecuencia en los residuos orgánicos de la industria del aceite de oliva (Ntougias y col., 2013), así como durante el compostaje de residuos orgánicos de diferente procedencia como hierbas medicinales chinas (Tian y col., 2017) o estiércol de vaca (Wang y col., 2018). Ese porcentaje se redujo al 65% durante la fase termófila, debido a la aparición de *phylum* Basidiomycota (16,24 %), y del alto número de secuencias sin identificar (14,82%). En la fase de maduración prevaleció de nuevo el *phylum* Ascomycota. En cuanto a los géneros presentes, durante la fase mesófila destacaron la presencia de *Penicillium* (47,28%), *Acrostalagmus* (4,56%), *Sarocladium* (15,32%) y *Plectosphaerella* (4,79%), mientras que en la fase termófila predominaron los géneros *Debaryomyces* (12,28%), *Sarocladium* (17,03%) y *Clitopilus* (13,47%). Como representantes del *phylum* Basidiomycota destacó el género *Clitopilus,* un género descrito como productor de enzimas ligninolíticas (Goud y col., 2001) Finalmente, durante la maduración, el género predominante fue *Penicillium* (39,86%).

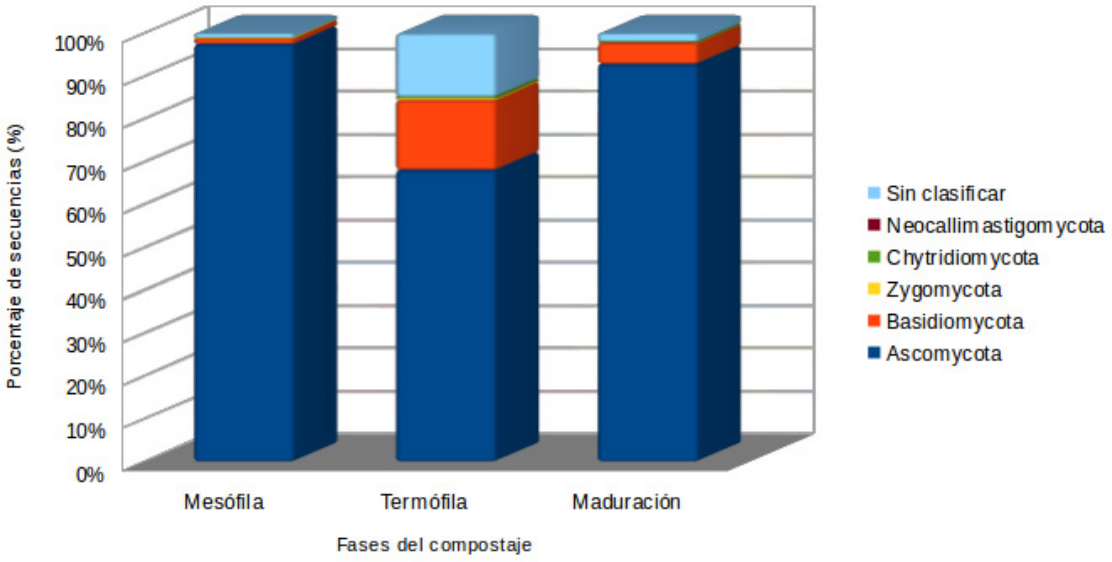


Figura 1. Afiliación taxonómica de los principales filotipos de la comunidad fúngica a lo largo del proceso de compostaje del alperujo.

Varios de los géneros fúngicos clasificados se han identificado previamente en diferentes compost. Entre ellos, *Penicillum*, un hongo saprobio filamentoso, en residuos del aceite de oliva

(Ntougias y col., 2013), estiércol con residuos de madera (Neher y col., 2013), residuos de hierbas medicinales chinas (Tian y col., 2017) así como en compost de diversa procedencia (Ryckeboer y col., 2003). De hecho, este hongo mesófilo se ha ensayado para mejorar el proceso de compostaje con resultados prometedores (Wang y col., 2011). *Debaryomyces* es una levadura no patógena presente en el compostaje de estiércol de vaca (Wang y col., 2018) y de cerdo mezclado con residuos del cultivo de champiñón (Man y col., 2009). *Acrostalagmus* se detectó en compost de diferente origen (Ryckeboer y col., 2003) y en compost domésticos (Langarica-Fuentes y col., 2015). *Plectosphaerella* es común en la naturaleza y se encuentra con facilidad en compost de residuos lignocelulósicos (Jurado y col., 2014). *Clitopilus* es un hongo con propiedades celulolíticas y lignocelulolíticas que se ha detectado en compost de residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora (de Bertoldi y col., 1983).

En cuanto a la abundancia de la comunidad fúngica se observó un incremento en el número de copias del gen 18S ARNr en el ADNg a lo largo del compostaje. De hecho, las copias de este gen se incrementaron desde 1,68 x 10^5 PSC (g) en la fase mesófila a 2,98 x 10^5 y 2,87 x 10^5 PSC (g) en las fases termófila y de maduración, respectivamente. Un comportamiento similar se observó en la actividad de la comunidad fúngica ya que el número de copias calculadas a partir del ADNc incrementó a lo largo del compostaje, de 2,95 x 10^4 en la fase mesófila a 8,03 x 10^4 y 1,17 x 10^5 PSC (g) en las fases termófila y de maduración, respectivamente.

4. CONCLUSIONES

En conjunto, durante el compostaje de alperujo, considerando el número de copias del gen 18S ARNr tanto en el ADNg como en el ADNc, se puede concluir que la comunidad fúngica fue más abundante y activa conforme avanzó el compostaje, en especial durante las fases termófila y de maduración y que el género *Penicillum* del *phylum* Ascomycota fue el más abundante.

5. AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de los proyectos AGR2012-1968 de la Consejería de Economía, Innovación y Ciencia de la Junta de Andalucía (España) y AGL2015-64582-CO3-02 del MINECO, cofinanciados con fondos FEDER, al convenio MINECO-CSIC RECUPERA 2020 y la ayuda a grupos de excelencia del gobierno vasco (IT-583 932-16). Elisabet Aranda agradece al MINECO y a los fondos FEDER por cofinanciar el proyecto y contrato Ramón y Cajal (RYC-2013-12481). También se agradece el apoyo económico de la Red Sirena (Ref. AGL2015-68881-REDT).

6. BIBLIOGRAFÍA

Cole J. R., Wang Q., Fish J. A., Chai B., McGarrell D. M., Sun Y., Brown C. T., Porras-Alfaro A., Kuske C. R., Tiedje J. M., 2014. Ribosomal Database Project: data and tools for high throughput rRNA analysis. *Nucl. Acids Res.* 42 (Database issue):D633-D642; doi: 10.1093/nar/gkt1244 [PMID: 24288368]

de Bertoldi M., Vallini G., Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manag. Res.* 1, 157-176.

Goud J. V. S., Bindu N. H., Samatha B., Prasad M. R., Charya M. S., 2011. Lignolytic enzyme activities of wood decaying fungi from Andhra Pradesh. *J. Ind. Acad. Wood Sci.* 8 (1), 26.

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.

Langarica-Fuentes A., Fox G., Robson G.D., 2015. Metabarcoding analysis of home composts reveals distinctive fungal communities with a high number of unassigned sequences. *Microbiol.* 161, 1921–1932.

Man C.K., Kwon E.J., Kim S.K., Kambiranda D.M., Math R.K., Lee Y.H., Kim J., Yun H.D., Kim H., 2009. Fungal diversity in composting process of pig manure and mushroom cultural waste based on partial sequence of large subunit rRNA. *J. Microbiol. Biotechnol.* 19 (8), 743–748.

Maza-Márquez P., Vílchez-Vargas, R., González-Martínez A., González-López, J. Rodelas, B., 2018. Assessing the abundance of fungal populations in a full-scale membrane bioreactor (MBR) treating urban wastewater by using quantitative PCR (qPCR). *J. Environ. Manag.* 223, 1–8.

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 (11), e79512. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0079512.

Ntougias, S., Bourtzis, K., Tsiamis, G., 2013. The microbiology of olive mill wastes. *BioMed Res. Int.* 1–16 http://dx.doi.org/10.1155/2013/784591 784591.

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.

Tian X., Yang T., He J., Chu Q., Jia X., Huang J., 2017. Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. *Bioresour. Technol.* 241, 374–383.

Toju H., Tanabe A.S., Yamamoto S., Sato H., 2012. High-coverage ITS primers for the DNA-based identification of Ascomycetes and Basidiomycetes in environmental samples. *PLoS ONE* 7(7): e40863. doi:10.1371/journal.pone.0040863.

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.

Tortosa G., Castellano-Hinojosa A., Correa-Galeote D., Bedmar E.J., 2017. Evolution of bacterial diversity during two-phase olive mill waste (''alperujo") composting by 16S rRNA gene pyrosequencing. *Bioresour. Technol.* 224, 101-111.

Wang H., Fan B., Hu Q., Yin Z., 2011. Effect of inoculation with *Penicillium expansum* on the microbial community and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 102, 11189–11193.

Wang K., Yin X., Mao H., Chu C., Tian Y., 2018. Changes in structure and function of fungal community in cow manure composting. *Bioresour. Technol.* 255, 123–130.

LIFE-ANADRY: EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO PRE-INDUSTRIAL DE DIGESTIÓN SECA PARA TRATAR LODOS DE EDAR URBANAS

M. Esteban-Gutiérrez[1,2], E. Aymerich[1,2], J. Garcia-Aguirre[1,2], L. Pastor[3], J.E. Sánchez-Ramírez[3], S. Doñate[3], C. Lardín[4], R. Romaguera[5], E. Mino[6]

[1]Ceit, Manuel Lardizabal 15, 20018 Donostia / San Sebastián, España, [2]Universidad de Navarra, Tecnun, Manuel Lardizabal 13, 20018 Donostia / San Sebastián, España, [3]Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM). Avenida Benjamín Franklin, 21. 46980 Parque Tecnológico, Paterna, Valencia (España), [4]Entidad de Saneamiento de la Región de Murcia (ESAMUR). Complejo de Espinardo - Ctra. N-301 C/Santiago Navarro, 4 1ª Planta 30100 Espinardo (Murcia), [5]Ingeniería y Desarrollos Renovables (INDEREN). Av. Artal de Foces, 46290 Alcàsser, València (España), [6]Euro-Mediterranean information System on Know - how in the Water Sector (Semide). Place Sophie Laffitte, BP23. 06901. Sophia Antipolis (France).

RESUMEN: En este trabajo se presentan los resultados de la implantación de la digestión anaerobia seca (DAS) como alternativa de tratamiento para lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Estos resultados están enmarcados dentro del proyecto LIFE-ANADRY (ENV/ES/000524), cuyo objetivo es demostrar la viabilidad técnica, económica y ambiental de la tecnología de digestión seca en EDAR urbanas de tamaño mediano y/o pequeño (<100.000 - habitante-equivalente (h.e.)). Concretamente, se describe la operación de un prototipo pre-industrial de 20 m^3, que cuenta con un sistema para el aprovechamiento del biogás. Se ha evaluado la implementación de la DAS en temperatura mesófila (35ºC) y termófila (55ºC), bajo distintas condiciones de carga orgánica volumétrica (COV) y tiempo de retención (TR). En línea con los objetivos del proyecto, se ha valorado el rendimiento del proceso en términos de eliminación de materia volátil, producción de biogás y metano, y en términos de higienización, cuestiones clave para demostrar la viabilidad de la alternativa planteada. Es destacable que el seguimiento del prototipo LIFE-ANADRY refleja rendimientos superiores operando en rango mesófilo a un TR de 20 días, así como una producción media de biogás de 23,0±4 m^3 dia^{-1}, con una riqueza en metano de 61,5±3%, lo que indica una mejora considerable respecto a la operación a 55ºC. En términos de estabilización, hasta la fecha se ha alcanzado una eliminación del contenido de materia volátil cercana al 30%. Asimismo, se ha comprobado la higienización del lodo respecto a los microorganismos *E. coli* y *Salmonella spp.*, contemplados en la Orden AAA/1072/2013.

PALABRAS CLAVE: digestión seca, higienización, LIFE-ANADRY, lodo urbano, prototipo pre-industrial.

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto LIFE ANADRY (www.life-anadry.eu) tiene por objetivo demostrar la viabilidad técnica, económica y ambiental de la digestión anaerobia seca de lodos como solución integral para la gestión de esta corriente en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) urbanas de tamaño mediano y/o pequeño (<100.000 h.e.). LIFE ANADRY surge como alternativa para mejorar la gestión de los lodos de acuerdo al contexto de legislación europeo, es decir, para reducir el impacto sobre la salud y el medio ambiente, con la intención de promover la implantación de tecnologías energéticamente eficientes habituales en EDAR de mayor escala. Por un lado, la Directiva 91/271/CEE exige la implantación de sistemas de depuración para poblaciones que superen los 2000 h.e. y su cumplimiento en Europa apunta a un incremento considerable en la generación de lodos. Por otro lado, una de las vías de gestión mayoritarias para los lodos de EDAR es su aplicación a suelo con fines agrícolas o de fertilización, para lo cual es necesario cumplir con la Directiva 86/278/CEE. El borrador de

esta directiva del año 2000 y la legislación nacional en varios países de la UE van más allá incluyendo límites a patógenos tales como la *Salmonella spp.*, por lo que cobra especial importancia el criterio de higienización. En España, además de las transposiciones de las directivas, hay que tener en cuenta la Orden AAA/1072/2013 en la que se incluye la *E. coli*, además de la *Salmonella spp*.

Existen en el mercado tecnologías patentadas de digestión seca con diversas configuraciones para modos de operación discontinuos, semi-continuos o continuos (André y col., 2018) que en Europa se ha implantado mayoritariamente para el tratamiento de residuos sólidos urbanos, residuos de comida, restos de cultivos y/o cultivos energéticos. Sin embargo, ha surgido especial interés la última década en aplicar esta tecnología a lodos de depuradora debido en gran medida a las ventajas que presenta respecto a la digestión húmeda convencional en cuanto a menor requerimiento de espacio, menor coste de inversión y mejoras en el rendimiento energético. Este interés queda patente en trabajos de bibliografía con digestores de hasta 0,3 m^3 (Aymerich y col., 2013) y 2 m^3 (Liu y col., 2012). El proyecto LIFE ANADRY contempla la operación de un prototipo pre-industrial con el fin de evaluar y demostrar la viabilidad de la digestión anaerobia seca como una tecnología adecuada para la gestión de lodos, en el que se aborda la implantación del proceso en dos rangos de temperatura: mesófila (35ºC) y termófila (55ºC). El prototipo demostrativo LIFE ANADRY está ubicado en la EDAR urbana de Alguazas (Murcia), que da cobertura a una población equivalente de 40.000 hab. y recibe un caudal medio de 3500 m^3/d, donde existe un aporte agroindustrial importante sujeto a la estacionalidad de los cultivos, y en la que el tratamiento biológico principal es la aireación prolongada.

El consorcio del proyecto cuenta con representantes del sector público (ESAMUR) y privado, tanto de perfil empresarial (DAM – coordinador, INDEREN) como del ámbito tecnológico (Ceit-IK4), y tiene un socio para diseminación (SEMIDE) cuyo papel principal es difundir el proyecto y mostrar la viabilidad de una solución reproducible en otras áreas y escenarios, llegando a un número elevado de potenciales usuarios finales de la tecnología y profesionales del sector del agua y los residuos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Plataforma experimental

El entorno de demostración del proyecto LIFE ANADRY es la EDAR urbana de Alguazas (Murcia) (Figura 1), que da cobertura a una población equivalente de 60.000 h.e. y recibe un caudal medio de 3500 $m^3 \cdot d^{-1}$. En esta depuradora existe un aporte agroindustrial importante sujeto a la estacionalidad de los cultivos, y el tratamiento biológico principal por el que se trata el agua residual es la aireación prolongada.

Figura 1. Imagen aérea de la EDAR de Alguazas (izqda.) e imagen del prototipo LIFE-ANADRY (drcha.).

El prototipo demostrativo LIFE ANADRY es alimentado desde la tolva en la que se almacena el lodo deshidratado de la depuradora que se obtiene por un sistema de centrifugación. El equipo se alimenta en modo semi-continuo con 10 cargas diarias, para mantener una carga de lodo constante. El gasómetro del digestor permite monitorizar la producción diaria de biogás trabajando a una presión constante. Durante las primeras fases del proyecto se ha ejecutado el diseño, construcción y puesta en marcha del prototipo pre-industrial demostrativo que cuenta con un digestor de 20 m^3, que tiene forma cilíndrica y es horizontal. Asimismo, cuenta con una caldera dual para poder aprovechar el biogás con fines de calentamiento y auto-suficiencia energética, y un sistema de agitación que permite la mezcla completa del lodo deshidratado (Figura 1). El prototipo tiene una capacidad suficiente como para llegar a tratar hasta el 25% del lodo deshidratado que se produce en la EDAR de Alguazas.

2.2. Seguimiento analítico

Para evaluar el rendimiento del proceso, se han realizado medidas de composición de biogás por cromatografía de gases una vez por semana (GC-TCD HP6890) y diariamente por sonda portátil (Biogás 5000 Geotech). Así mismo, se han determinado los sólidos totales (ST) y volátiles (SV), para estimar la eliminación de materia orgánica, y se han cuantificado *E. coli* y *Salmonella spp.* con el fin de comprobar la higienización del lodo de acuerdo a lo establecido en el RD 506/2013.

La operación del prototipo se ha seguido en base a medidas semanales de parámetros que, junto con el porcentaje de metano, aportan información clave sobre la estabilidad del proceso y de su estado metabólico: pH y nitrógeno amoniacal total (NAT). Estos parámetros y los datos de ST y SV se han determinado por métodos basados en el Standard Methods (APHA, 2005).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Fase termófila

Durante el arranque del proceso termófilo, el digestor fue inoculado con 16 m^3 de biomasa termófila procedente de un digestor anaerobio industrial que trata la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU). El digestor se operó inicialmente con un tiempo de retención de 20 días, lo cual produjo un aumento de los AGV hasta concentraciones de 34 g HAc L^{-1}. Con el fin de controlar la concentración de AGV, se ajustó el TR a 40 días. No obstante, el aumento del tiempo de retención favoreció la liberación de nitrógeno amoniacal, que alcanzó valores superiores a 6.000 mg N L^{-1}.

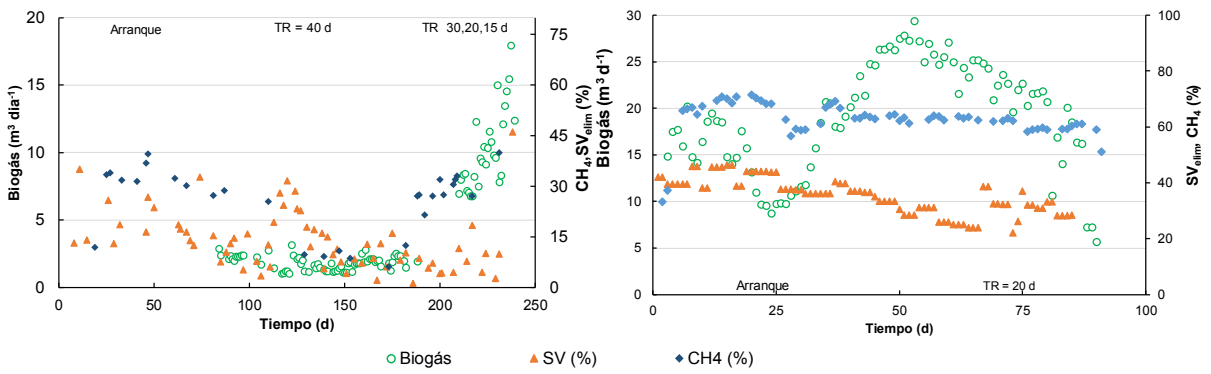


Figura 2. Evolución de la producción de biogás, contenido de metano y eliminación de materia volátil para: proceso termófilo (izqda.) y proceso mesófilo (drcha.).

Con el fin evaluar la existencia de una posible inhibición, se aumentó la carga orgánica volumétrica, reduciendo el TR a 30, 20 y 15 días sucesivamente, lo cual favoreció la bajada de niveles de nitrógeno amoniacal y un aumento considerable de la producción de biogás hasta 17 m^3 $día^{-1}$ y del contenido de metano en el biogás (Figura 2).

La operación en condiciones termófilas garantizó la completa higienización del lodo de Alguazas, tal y como se observa en la Tabla 1. En dicha tabla, aparecen más detalles sobre los resultados obtenidos durante la operación del prototipo LIFE ANADRY, tanto en temperatura termófila como en la temperatura mesófila.

3.2. Fase mesófila

El arranque del proceso mesófilo, se realizó con inóculo procedente de un digestor anaerobio mesófilo de una EDAR urbana cercana a la EDAR de Alguazas. Durante el proceso mesófilo, el pH se ha mantenido alcalino en 8,33 ± 0,4, con una concentración de AGV inferior al proceso anterior de 4.000 ± 1.108 mg HAc L^{-1}. Debido a la menor temperatura empleada, los valores de nitrógeno amoniacal total se han mantenido más estables inferiores a 4.000 mg N L^{-1}. Se ha obtenido una máxima producción de biogás de 29,4 m^3 dia^{-1}, con una composición estable de metano en el biogás superior al 60% (Figura 2). Los resultados para los patógenos contemplados en la Orden AAA/1072/2013 se incluyen en la Tabla 1, que indican la higienización del lodo.

Tabla 1. Resumen de fase termófila y mesófila durante la operación del prototipo LIFE ANADRY.

		Fase termófila (55ºC)		Fase mesófila (35ºC)	
Parámetro	**Unidades**	**Influente**	**Efluente**	**Influente**	**Efluente**
Q	kg d^{-1}	500		>900	
CH_4	%	25,7±9,8		63,3±4,4	
ST	%	15	12,5	13-15	10,5
MV	%	76[a]	60[a]	81[a]	96,2[a]
pH	-	7,1±0,5	7,5±1,2	7,1±0,5	8,1
Salmonella spp.	Presencia 25 g	(+)	(-)	(+)	(-)
E. coli	UFC g^{-1}	$6,9x10^4$	<10	$5x10^4$	<40

[a]MV = SV/ST x 100.

4. CONCLUSIONES

El seguimiento del prototipo LIFE ANADRY ha reflejado una mejora del rendimiento de producción de biogás, producción de metano y eliminación de materia volátil en condiciones mesófilas frente a la operación en rango termófilo. De forma remarcable, ambos procesos han permitido higienizar completamente el lodo de salida, cumpliendo con la legislación vigente y demostrando que la digestión seca es una alternativa viable para la gestión de lodos en EDAR urbanas de tamaño mediano y/o pequeño.

5. BIBLIOGRAFÍA

André L., Pauss A., Ribeiro T., 2018. A Solid anaerobic digestion: State-of-art, scientific and technological hurdles. *Bioresource Technol.* 247, 1027–1037.

APHA-AWWA-WEF, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition.

Aymerich E., Esteban-Gutiérrez M., Sancho L., 2013. Analysis of the stability of high-solids anaerobic digestion of agro-industrial waste and sewage sludge. *Bioresource Technol.* 144, 107-114.

Liu X., Gao X., Wang W., Zheng L., Zhou Y., Sun Y., 2012. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy* 44, 463-468.

6. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado a través del programa europeo para el medio ambiente Life+ (LIFE14 ENV/ES/000524).

ESTUDIO COMPARATIVO DE LA ACTIVIDAD XILANASA EN MUESTRAS DE COMPOST OBTENIDAS A PARTIR DE DIFERENTES MATERIAS PRIMAS

María José Estrella-González; Francisca Suárez-Estrella, María José López, Juan Antonio López-González, Macarena del Mar Jurado, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario. ceiA3, meg274@ual.es

RESUMEN: El compostaje es un proceso de biotransformación de la materia orgánica, cuyo producto final es el compost, que puede aplicarse con fines beneficiosos tanto en agricultura como en restauración de suelos. El proceso se puede dividir en cuatro fases diferenciadas: Mesófila, Termófila, Enfriamiento y Maduración. Las variaciones térmicas ocurren a lo largo de las diferentes fases gracias a la actividad de una amplia variedad de microorganismos, en función de las condiciones nutricionales y ambientales. Existe una gran variedad de residuos orgánicos susceptibles de ser compostados, que tienen características fisicoquímicas, biológicas y estructurales muy diferentes. En cuanto a la microbiota típica de un proceso de compostaje, existen diferencias importantes según el tipo de materia prima y las diferentes fases del proceso. En este trabajo, se estudió la evolución de la actividad xilanolítica en 15 plantas de compostaje, analizando un total de 270 muestras (alperujo, lodos de depuradora, residuos agroalimentarios, residuos vegetales y residuos sólidos urbanos) durante las diferentes fases del proceso.En general, los valores de la actividad xilanolítica fueron mayores en el caso de las muestras de compost cuya materia prima estuvo constituida por residuos sólidos urbanos, mientras que los valores más bajos se correlacionaron con las muestras de compost de lodos de depuradora. Al analizar los resultados de forma global, se detectaron valores más altos de actividad xilanolítica durante la fase bioxidativa del proceso de compostaje, en relación con las etapas de enfriamiento y maduración, dada la mayor disponibilidad de sustrato durante las fases iniciales del proceso.

PALABRAS CLAVE: Compostaje, actividad xilanolítica, actividad enzimática.

1. INTRODUCCIÓN

El componente mayoritario de la hemicelulosa es el xilano, polímero cuya longitud puede oscilar entre 70-200 unidades de xilosa. Dependiendo de la fuente vegetal, las cadenas laterales de este polímero pueden variar. El xilano forma parte de la pared celular vegetal en la interfase entre lignina y celulosa, encargándose de la cohesión y la integridad de dicha estructura (Collins y col., 2005). Tras la celulosa, el xilano aporta una tercera parte de la energía renovable de la tierra, constituyendo hasta un 20-30% del peso seco de las plantas leñosas y anuales (Dhiman y col., 2008).

Las xilanasas son producidas tanto por plantas como por diferentes tipos de microorganismos. Son las hemicelulasas de mayor éxito en el mercado, estando su valor entorno a los 200 millones de dólares. Su principal aplicación se centra en la industria alimentaria (Betini y col., 2009), alcanzando gran importancia en la industria panificadora. En este sector, las xilanasas rompen los componentes insolubles de la pared celular vegetal provocando que los componentes de la

masa panaria sean más solubles. Los beneficios de su uso se ven reflejados tanto en el proceso de amasado como en el aumento del volumen del pan ya horneado (Vries y col,.2010).

Al igual que las celulasas, las xilanasas son importantes en el mantenimiento del flujo y ciclo del carbono (Sharma y Kumar, 2013). Sin embargo, las xilanasas son investigadas por su amplio espectro de aplicación a nivel biotecnológico, como la producción de bioetanol, preparación de alimentos para animales, industria del papel, industria de la panificación y clarificación de jugos, entre otros (Dhiman y col., 2008; Sharma y Kumar, 2013).

Algunas enzimas tienen actividad endo-xilanasa y celulasa a la vez, es decir son bifuncionales. (van Dick y col., 2009, Sharma y Kumar, 2013). El uso de éstas puede ser más eficiente y rentable en los procesos de bioconversión de residuos agrícolas, industriales y municipales porque pueden degradar celulosa y xilano simultáneamente.

En este trabajo, se llevará a cabo un análisis comparativo de la actividad xilanolítica a lo largo de las diferentes fases térmicas de 15 procesos de compostaje, cuyas materias primas, en función de la empresa de procedencia, fueron restos vegetales, residuos sólidos urbanos, residuos agroalimentarios, lodos de depuradora y alperujo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Recogida y procesado de muestras

Las muestras analizadas procedieron de 15 empresas que se dedican al compostaje de diversos restos orgánicos. La elección de dichas empresas se basó en la idoneidad de las materias primas, la cercanía y la disponibilidad para la recogida de muestras. Las materias primas empleadas en cada caso fueron: residuo vegetal (RV), residuos sólidos urbanos (RSU), lodos de depuradora (L), residuo agroalimentario (RAA) y alperujo (ALP). Por motivos evidentes de confidencialidad, no se indicarán los nombres de las 15empresas, sino que se hará referencia a ellas como RV(1, 2, 3), RSU(1, 2, 3), L(1, 2, 3), RAA(1, 2, 3) y ALP(1, 2, 3). En todos los casos se recogieron muestras al inicio y, posteriormente, durante las distintas fases térmicas de cada proceso. Dichas fases fueron denominadas como: materia prima (MPR), mesófila (MES), termófila (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF). Por lo que, teniendo en cuenta que los análisis se llevaron a cabo siempre por triplicado, se procesaron un total de 270 muestras.

En lo que respecta al procesado de las muestras, se eliminaron rafias, piedras, cristales y otros desechos, siempre que fuera necesario, de forma inmediata a su recepción en el laboratorio.

2.2. Actividad xilanolítica

La actividad xilanolítica se midió en medio líquido por lo cual fue necesario preparar previamente los extractos a partir de las muestras recogidas durante las diferentes fases del proceso. Se pesaron 5g de muestra y se añadieron 20 ml de tampón fosfato 0,5 M, pH7,5. Transcurrido el periodo de incubación (30ºC, 100 r.p.m., 1h), se filtraron y centrifugaron los extractos, dividiéndolos en dos alícuotas. Una de ellas fue tratada térmicamente (30ºC, 5min en baño maría) para inactivar la enzima.

Para determinar la actividad xilanolítica, además de la preparación de los extractos enzimáticos, tanto activados como inactivados, se utilizó una solución de xilano al 1% (Sigma, X2753-10G) y xilanasa comercial (Sigma, C-3876). En la Tabla 1 se observan las mezclas de reacción empleadas. En todos los casos, se preparó un control por muestra y un blanco por tanda a analizar.

Tabla 1. Mezclas de reacción para la actividad xilanolítica.

Reactivo	Problema	Control	Blanco	Control Positivo
Solución xilanasa 0.25 U/ml	-	-	-	1ml
Extracto enzimático	1 ml	-	-	-
Extracto enzimático inactivo	-	1ml	-	-
Solución 1% Xilano	1ml	1ml	-	1ml
(vortex) Incubar a 30ºC/80rpm/30min				
Calentar 100 ºC/5min (inactivar enzima)				
Centrifugar 10.000rpm/10min				
Sobrenadante	1ml	1ml	-	1ml
Agua destilada	-	-	1ml	-
Reactivo DNS	3ml	3ml	3ml	3ml
Vortex + comprobar pH				
Calentar 100 ºC/max. 15min (color rojo-marrón). Enfriar a temperatura ambiente.				
Medir Absorbancia a 550nm (Curva AZRED-XIL) frente a blanco agua				

En paralelo, se realizó una recta patrón con xilosa comercial a distintas concentraciones que, posteriormente, se emplearía para el cálculo de la concentración de xilosa en las muestras problema. En este caso, 1 ml de cada una de las diferentes concentraciones seleccionadas se mezcló con 3 ml de ácido dinitrosalicílico (DNS) en proporción 1:3. Tras 15 min en baño maría, las mezclas se dejaron enfriar y, al igual que el resto de muestras, se tomaron medidas en un espectrofotómetro EonBiotek a una λ= 550 nm, utilizándose como blanco un tubo con la concentración cero de xilosa comercial.

2.3. Análisis de datos

Los datos relativos a la actividad enzimática fueron estadísticamente tratados mediante la aplicación del programa StatgraphicsCenturion XVII versión 17.2.00. Los datos se analizaron mediante un Análisis de Varianza Multifactorial, en el que los factores de variabilidad fueron las materias primas, las fases del proceso de compostaje y la repetición. De forma específica, se comprobó la existencia de diferencias significativas entre los distintos niveles de cada factor con la aplicación del Test de Mínima Diferencia Significativa de Fisher (MDS).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura1 se observan cinco gráficas (A-E) en las cuales se representa la evolución de la actividad xilanolítica a lo largo de 15 procesos de compostaje. Cada figura representa un tipo de materia prima de partida. El análisis estadístico global de los datos, en función del tiempo de muestreo se muestra en la Figura F.

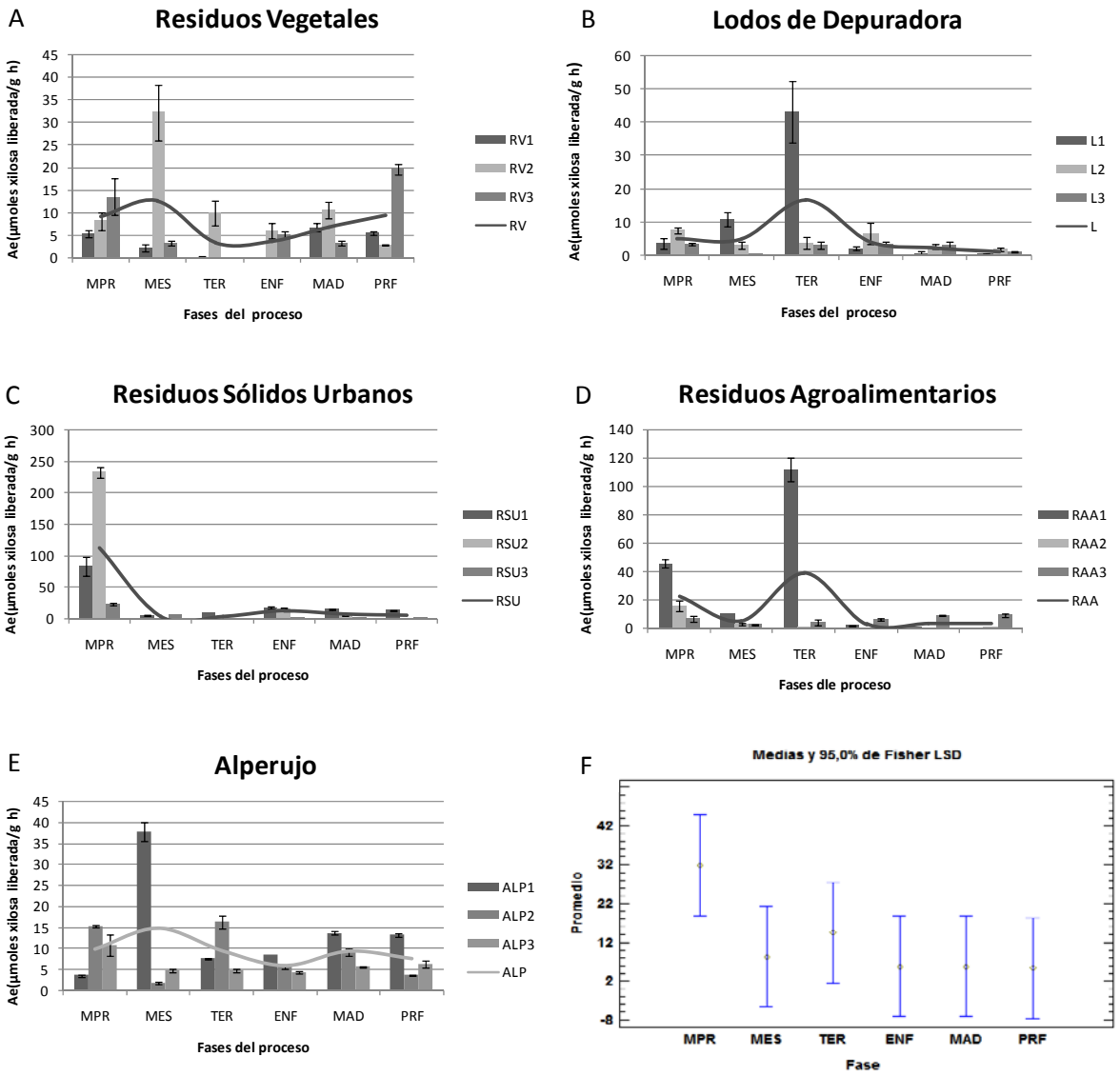


Figura 1. A-E Evolución de la actividad xilanolítica en función de las materias primas empleadas en los distintos procesos de compostaje. F representa el valor de las Mínimas Diferencias Significativas mediante un análisis LSD para las diferentes fases del proceso.

En la Figura 1A se observa que los valores más elevados se obtuvieron en RV2, tanto en la etapa bioxidativa como en enfriamiento y maduración. Cabe destacar el elevado valor de dicha actividad en la etapa final para RV3. Jurado y col. (2014) mostraron resultados similares para compost obtenido a partir de residuos vegetales.

En lo que respecta a lodos de depuradora y residuos agroalimentarios, sin duda los valores más elevados se obtuvieron en la fase bioxidativa de las plantas de compostaje L1 y RAA1, respectivamente (Figuras 1B y 1D).

A pesar de que en, prácticamente, todas las fases del proceso los valores más elevados de actividad enzimática se observen en RSU1, cabe destacar el valor de RSU2 al inicio del proceso (MPR). Este anómalo valor está justificado por la elevada concentración de azúcares solubles presentes en la muestra al inicio del proceso (Figura 1C). En el caso de los procesos de compos-

taje llevados a cabo conalperujo, se obtuvieron los máximos valores en la etapa mesófila, siendo el proceso ALP1 el que mostró los valores más elevados (Figura 1E).

Al igual que en los resultados obtenidos, Zeng y col. (2010) también observaron como la presencia de compuestos fácilmente asimilables al inicio del proceso favorece el aumento del crecimiento microbiano, por lo que aumenta la síntesis de enzimas implicadas en los procesos degradativos.

Durante el análisis estadístico se observó en general que la fase de mayor actividad fue la bioxidativa, detectándose diferencias significativas a un intervalo de confianza del 95% entre las fases MPR, respecto al resto de fases (Figura 1F). Por otra parte, se detectaron diferencias significativas de RSU2 respecto a casi todas las plantas de compostaje (datos no mostrados).

4. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos se puede concluir que, de forma global, los valores de actividad xilanolíticamás elevados se obtuvieron en la fase bioxidativa independientemente de la materia prima, dada la mayor biodisponibilidad de sustrato al inicio del proceso. Aunque las diferencias no fueron notables, los valores de actividad más elevados se observaron en los procesos realizados a partir de residuos sólidos urbanos, mientras que los de menor actividad se detectaron en el caso de las empresas en las que se realizaba compostaje de lodos de depuradora.

5. BIBLIOGRAFÍA

Betini J.H.A., Michelin M., Peixoto S.C., Terenzi H.F., Polizeli M., 2009. Xilanases from *Aspergillus niger*, *Aspergillus niveus* and *Aspergillus ochraceus* produced undersolid-state fermentation and their application in cellulose pulp bleaching. *Bioprocess.Biosyst. Eng*. 32, 819-824.

Collins T., Gerday C., Feller G., 2005. Xylanase families and extremophilic xylanases. *FEMS Microbiol. Rev.*, 29, 3-23.

Dhirman S.S., Sharma J., Battan B., 2008. Industrial aplications and future prospects of microbial xylanase: A review. *BioResources* 3(4), 1377-1402.

Juraro M.M., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López M.J., López-González J.A., Moreno J., 2010. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. J. Environ. Manage. 133, 355-364.

Sharma M., Sakka M., Sakka K., Pletschake B.I., 2009. The cellulolytic and hemi-cellulolytic system of *Bacillus licheniformis* SVD1 and the evidence for production of a large multienzyme complex. EnzymeMicrob. Technol. 45, 372-378.

Vries R.P., Battaglia E., Courtinho P.M., Henrissat B., Viseer J., 2010. (Hemi-)cellulose defrading enzymes and their encoding genes from *Aspergillus* and *Trichoderma*. Themycota. 14, 341-350.

Zeng G., Yu M., CHen Y., Huang D., Zhang D., Zhang J., Huang H., Jiang R. Yu Z., 2010. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time pointson enzyme activities during agricultural waste composting. *Bioresour. Technol*. 101(1), 222-227.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad mediante el proyecto AGL2015-64512-R.

VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LOS RESTOS VEGETALES EN EL MERCADO DE ABASTOS DE VALENCIA (MERCAVALÈNCIA)

Vicent Blay[1], Josep Roselló[2], Ana Quiñones[3], Ana Pérez-Piqueres[3], Rodolfo Canet[3]

[1]Departamento Técnico - Palancia Sabores de Vida S.L., vicentblay@yahoo.es, [2]Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, [3]Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. CDAS-IVIA.

RESUMEN: La actividad del mercado de abastos de una gran ciudad como Valencia, con más de 400.000 t de producto comercializado al año, genera grandes volúmenes de residuos, de los que alrededor de un 80% son de naturaleza orgánica. La gestión adecuada de dichos residuos es uno de los objetivos principales de la política ambiental de Mercavalència, pues supondría la reducción de los costes derivados de su eliminación y sobre todo la disminución de su impacto ambiental. Otra de las preocupaciones de la municipalidad de Valencia en cuanto a valorización de residuos, es la gestión de las más de 75.000 t de paja de arroz que se generan anualmente en los arrozales de la Albufera de Valencia. Tradicionalmente se procede a su quema, pero en la actualidad se están buscando alternativas de gestión que contribuyan a preservar este entorno natural de alto valor ecológico. Con el objetivo de implantar un sistema de economía circular que valorice la paja de arroz y los restos orgánicos generados en Mercavalència a través de la generación de un compost de calidad para la fertilización de los jardines y de la huerta periurbana de la ciudad, el Ayuntamiento de Valencia y la Conselleria de Agricultura han construido una planta piloto de compostaje. Actualmente se están realizando los primeros ensayos para determinar la metodología que más se adapta a las características del material de partida y al flujo entrante de residuos. Igualmente se realizarán futuros ensayos para su aplicación según las características del producto obtenido.

PALABRAS CLAVE: paja de arroz, planta piloto, fertilización, huerta periurbana

1. INTRODUCCIÓN

En el mercado de abastos de Valencia, Mercavalència, se comercializan más de 400.000 t de productos al año. Su actividad genera grandes cantidades de residuos, de los cuales un 80 % son de naturaleza orgánica y cuya eliminación supone elevados costes, además de un importante impacto ambiental. La ciudad de Valencia y su huerta, L'Horta, han estado desde siempre íntimamente relacionadas, dándose entre ellas gran cantidad de intercambios. De este modo, L´Horta creció como proveedora de alimentos para Valencia, a la vez que reutilizaba los residuos que se generaban en la ciudad, principalmente orgánicos, y que resultaban de gran interés como fertilizantes. Actualmente, la huerta periurbana sigue necesitando elementos fertilizantes orgánicos, aunque no proceden de los residuos generados por la ciudad. La valorización de los restos orgánicos de Mercavalència a través de la producción de compost de calidad para su posterior uso como fertilizantes en L´Horta, se presenta como una opción de gestión de residuos sostenible, con evidentes ventajas económicas y ambientales.

Otra de las preocupaciones de la municipalidad de Valencia en cuanto a valorización de residuos, son las más de 75.000 t de paja de arroz que se generan cada año en los arrozales de la Albufera de Valencia. Aunque tradicionalmente se procede a su quema, actualmente se están buscando alternativas de gestión más respetuosas con el medio ambiente.

En este contexto, y partiendo de la base de que la valorización de subproductos orgánicos y su posterior aplicación presenta grandes expectativas dentro del paradigma de la Economía Circular, se está llevando a cabo un proyecto entre Mercavalència, el Ayuntamiento de Valencia y la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, para compostar los residuos vegetales generados por Mercavalència, en combinación con la paja de arroz procedente del Parque Natural de la Albufera. Para ello se ha construido una planta piloto de compostaje en las mismas instalaciones del mercado de abastos, donde se están realizando los primeros ensayos. Los objetivos del proyecto se pueden resumir en los siguientes puntos:

— Concienciar a los usuarios del mercado para realizar una recogida selectiva de los restos vegetales.

— Desarrollar la metodología de compostaje más adecuada de acuerdo a las características del material de partida y al flujo entrante de residuos.

— Determinar las características del compost obtenido y sus posibilidades de valoración.

— Promover la aplicación de este compost en la Huerta de Valencia.

— Realizar el estudio económico de los procesos

A continuación, se indican los primeros resultados obtenidos, así como la descripción de los futuros puntos a desarrollar.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Concienciación recogida selectiva restos vegetales

Para posibilitar la recogida selectiva de restos vegetales y conseguir residuos orgánicos exentos de impropios, se están realizado diferentes acciones de comunicación con los usuarios, informándoles de los objetivos del proyecto y pidiéndoles su colaboración. La etapa de recogida selectiva es seguramente una de las más importantes del proceso, ya que de ella depende el éxito del compostaje y la calidad del producto obtenido. Se han instalado contenedores debidamente identificados en distintos puntos de Mercavalència, que son recogidos diariamente y llevados hasta la zona de recepción de la planta piloto de compostaje.

2.2. Ensayos de compostaje

Actualmente se están realizando distintos ensayos para determinar las condiciones más adecuadas para el correcto funcionamiento del proceso. Como material de partida se emplea restos orgánicos procedentes de Mercavalència, paja de arroz y estiércol de gallinaza, combinados en distintas proporciones. Su caracterización química se está realizando siguiendo los métodos oficiales del MAPA (1994) con ligeras modificaciones.

La planta dispone de una plataforma hormigonada de recepción, donde diariamente se depositan los restos orgánicos sobre una cama de paja. Varias veces por semana se recoge el material de la plataforma y se entra al box de acopio. Para la realización del proceso se dispone

de siete boxes cubiertos de 7 x 3 x 2,4 m, situados en batería, de manera que la pila formada va pasando en cada volteo al box contiguo, ajustándose la humedad en caso de necesidad. Para el movimiento de los materiales se ha utilizado la maquinaria disponible del Consell Agrari de València, fundamentalmente un tractor de 140 cv. con pala, subcontratándose otros tipos de maquinaria si ha sido necesario. El avance del proceso es seguido mediante medición periódica de temperaturas con sondas termométricas en distintos puntos de la pila. Cuando las temperaturas lo indican, el producto es sacado a una zona hormigonada y cubierta para la etapa de maduración.

2.3. Caracterización del compost obtenido y valorización como fertilizante

Los diferentes compost obtenidos serán caracterizados empleando los métodos oficiales del MAPA (1994). Con el objetivo de determinar su valor agronómico se realizarán ensayos en invernadero empleando diferentes especies hortícolas y aportando distintas dosis de compost. Se evaluará el efecto de dichos aportes en la producción de biomasa vegetal y en el contenido de nutrientes de la planta.

2.4. Promoción de la aplicación del compost obtenido en L'Horta

Está previsto realizar tareas de sensibilización y promoción del uso del compost obtenido entre los agricultores de la Tira de Contar, los usuarios de las huertas gestionadas por el Ayuntamiento de Valencia y los jardines de la ciudad. Los miembros de la Tira de Contar son agricultores de L´Horta que realizan diariamente en Mercavalència la venta directa de sus productos, y que, además, necesitan materia orgánica para la fertilización de sus campos. Su participación en el proyecto es especialmente relevante, ya que suponen un testimonio vivo de la estrecha relación ciudad-huerta que antiguamente caracterizaba a la ciudad de Valencia y que actualmente se intenta retomar.

2.5. Estudio económico de los procesos

Finalmente, y con el objetivo de estudiar las inversiones necesarias y su optimización, se hará un análisis de los costes de la recogida de residuos, de la elaboración de las pilas y del proceso de compostaje en sí.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El primer ensayo de compostaje fue realizado empleando 4 m^3 de restos vegetales, fundamentalmente restos de verdura de hoja y patata, 4 m^3 de paja de arroz en bala, y 4 m^3 de estiércol que, tras haber sido debidamente mezclados, fueron dispuestos en una pila de dimensiones 1,2 x 3 x 3,5 m. En la Tabla 1 se recoge la caracterización de los materiales de partida y de la mezcla inicial. Como se puede ver, los restos vegetales presentaron un alto contenido de agua, sin embargo, el aporte de paja ayudó a compensar el posible exceso de humedad, que hubiera llevado a un proceso en condiciones anaeróbicas, además de dar estructura y aireación a la pila. No fue necesario realizar aportes suplementarios de agua a lo largo de todo el compostaje. A pesar de que el estiércol utilizado presentó un contenido en Zn algo elevado, el contenido de metales pesados de la mezcla inicial se encontró dentro de los rangos adecuados (RD 506/2013).

Tabla 1. Caracterización de los materiales de partida.

	Humedad (%)	pH 1:25	CE 1:5 (dS m^{-1})	MO total (%)	Cox. (%)	Norg (%)	C/N
Gallinaza	41,4	6,74	14,4	69,8	34,6	3,49	9,90
R. vegetales	83,1	5,92	13,1	84,2	43,2	1,65	26,3
Paja	9,59	7,28	5,49	88,9	45,6	0,876	52,1
Mezcla inicial	56,4	7,66	10,5	65,9	35,7	1,59	22,4
	Fe (mg kg^{-1})	**Cu (mg kg^{-1})**	**Zn (mg kg^{-1})**	**Ni (mg kg^{-1})**	**Pb (mg kg^{-1})**	**Cd (mg kg^{-1})**	**Cr (mg kg^{-1})**
Gallinaza	1505	50,4	276	8,44	8,55	0,187	11,0
R. vegetales	1765	11,0	34	7,31	3,00	0,206	11,7
Paja	151	<3,00	23	<3,00	<1,50	<1,00	<6,00
Mezcla inicial	4641	27,6	132	9,87	12,8	0,309	16,2

*Humedad expresada sobre peso total, resto de parámetros expresado sobre peso seco.

Tal y como se puede observar en la Figura 1, las temperaturas alcanzaron valores adecuados para la higienización del material, realizándose un total de 5 volteos en 3 meses. Cuando la actividad de los microorganismos termófilos empezó a decaer y la temperatura de la pila ya no aumentó a pesar de los volteos, el material fue sacado del box y llevado a la zona de maduración.

A partir de los resultados obtenidos y de los problemas encontrados en esta primera pila se están realizando otros compostajes más adaptados al flujo de entrada del material y a las características particulares de la planta piloto. De este modo se está probando a sustituir la gallinaza por urea, a fin de evitar la entrada de estiércol en unas instalaciones donde las medidas higiénicas son especialmente importantes. Igualmente se están evaluando los beneficios que la trituración previa de la paja de arroz puede aportar al uso de balas enteras. Además, los restos de mercado pueden ser muy heterogéneos a lo largo del año, variando su composición y su humedad, siendo necesario el ajuste periódico de las proporciones de los materiales de partida.

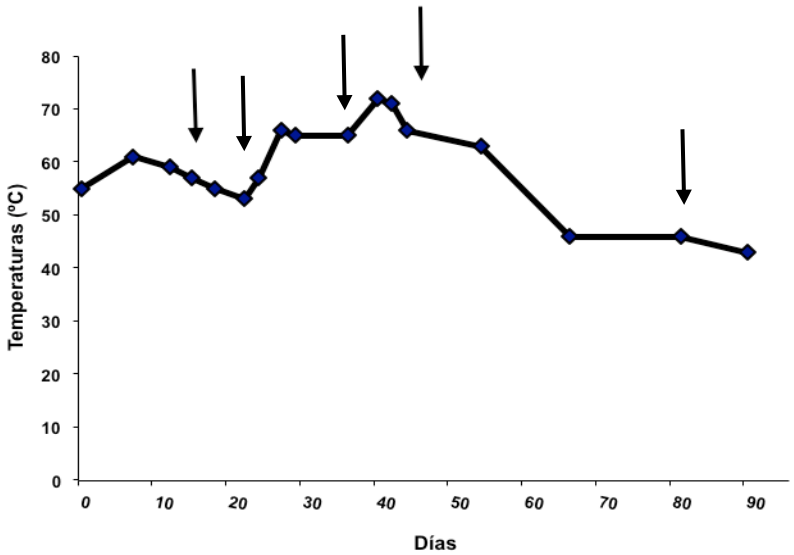


Figura 1. Evolución de las temperaturas del proceso.
Las flechas indican los días en los que se realizaron los volteos.

4. CONCLUSIONES

El compostaje de restos vegetales en combinación con la paja de arroz se presenta como una alternativa de gestión sostenible de los residuos generados en Mercavalència y en los arrozales del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Los primeros ensayos muestran resultados prometedores para la obtención de un compost de calidad. Sin embargo, aún quedan distintos puntos por resolver, como por ejemplo la adecuación de la maquinaria para conseguir un correcto acondicionamiento del material de partida y su mezcla homogénea o la mejora del sistema de drenaje y recogida de lixiviados del agua generada en los boxes

5. BIBLIOGRAFÍA

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para el Riego. Tomo III. Plantas, Productos Orgánicos Fertilizantes, Suelos, Aguas, Productos Fitosanitarios, Fertilizantes Fitosanitarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 662 pp.

RD 506/2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Modificado por el Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre.

RECICLADO DE LOS RESIDUOS DE MATADERO MEDIANTE SU CO-COMPOSTAJE CON PODA Y SERRÍN. UN CASO DE ESTUDIO PRÁCTICO EN EL CANTÓN GUARANDA (ECUADOR)

Irene Gavilanes-Terán[1], Victoria Chimbo-Orellana[1], Julio Idrovo-Novillo[1], Nancy Veloz-Mayorga[1], Roberto Erazo-Arrieta[2], Mª Ángeles Bustamante[3], Concepción Paredes[3]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador. [2]Centro de Servicios Técnicos y Transferencia Tecnológica Ambiental, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador. [3]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), c.paredes@umh.es

RESUMEN: En el cantón Guaranda (Ecuador), se generan unas 360 toneladas de residuos de matadero/año, los cuales no son tratados y son descargados de forma directa al río Guaranda, ocasionando malos olores y la propagación de vectores. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue proponer el compostaje mediante pila móvil como método para reciclar este tipo de residuos. Para ello, se elaboraron tres pilas (aproximadamente 1000 kg cada una) con diferentes combinaciones en porcentaje de residuos de matadero (RM), poda (P) y serrín (SERR) para obtener una relación C/N adecuada (entre 25 y 35): P1 (30% RM, 20% P, 50% SERR); P2 (30% RM, 15%P, 55% SERR) y P3 (30% RM, 10% P, 60 % SERR). Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y de diferentes parámetros físico-químicos y químicos, y también se evaluó la madurez de los compost obtenidos. Los resultados mostraron que la pila con mayor porcentaje de poda tuvo una etapa termófila más prolongada y con temperaturas más elevadas, así como una mayor tasa de degradación de la materia orgánica. Las variaciones en los porcentajes de poda y serrín no afectaron significativamente a la calidad de los compost obtenidos, ya que todos tuvieron una materia orgánica estabilizada y humificada y ausencia de fitotoxicidad. Sin embargo, la reducción de poda y el aumento de serrín produjeron un compost con mayor contenido de materia orgánica, mientras que el aumento de poda afectó al contenido de macronutrientes, los cuales fueron mayores en la pila 1.

PALABRAS CLAVE: compost, pérdida de materia orgánica, fitotoxicidad, humificación

1. INTRODUCCIÓN

En Ecuador se sacrifican en los mataderos alrededor de 970.000 animales año^{-1}, lo cual genera una gran cantidad de residuos que crean importantes problemas ambientales debido a su gestión inadecuada. En el caso del matadero del Cantón Guaranda se sacrifican aproximadamente 410 bovinos y 100 cerdos al mes, generándose aproximadamente 9.600 kg de residuos sólidos mes^{-1} (MAGAP, 2017).

El tratamiento de estos residuos a través del proceso de compostaje es una técnica de gestión ambientalmente sostenible. Diferentes investigadores han estudiado el proceso de compostaje de este tipo de residuos. Sanabria-León y col. (2007) estudiaron el efecto de la adición de residuos de matadero sobre la evolución de diferentes parámetros químicos y biológicos durante el proceso de compostaje de poda de jardín y observaron una mayor disminución en la materia orgánica y carbono, así como un mayor aumento relativo de nitrógeno

durante el compostaje de residuos de poda + residuos de matadero en comparación con el compostaje solo de residuos de poda. También, Price y col. (2013) evaluaron la eficacia de la combinación de diferentes residuos de origen agrícola y ganadero (paja de trigo, estiércol de caballo y estiércol de oveja) para su co-compostaje con residuos de matadero, comprobando que los residuos de matadero son materias primas adecuadas para generar un compost final estable. Además, Kopéc y col. (2016) compararon el compostaje de paja de maíz sola o mezclada con desechos de mataderos de aves de corral y varias combinaciones de levadura forrajera o adición de cal postcelulósica, procedente del procesado del papel. Estos autores encontraron que la aplicación de desechos avícolas, levadura forrajera y cal postcelulósica redujo la mineralización de las pilas y ralentizó el proceso de humificación de la biomasa compostada. Sin embargo, en Ecuador hay pocos trabajos que hayan sido publicados en relación a este tema, por lo que el objetivo de esta investigación fue estudiar el co-compostaje de los residuos generados en el matadero del Cantón Guaranda con diferentes proporciones de poda y serrín para obtener compost con posible uso agrícola, así como evaluar la calidad del compost obtenido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El trabajo de investigación se realizó en el matadero del Cantón Guaranda de la provincia de Bolívar-Ecuador, donde se tomaron los residuos de matadero (RM) compuestos por una mezcla de estiércoles de bovino y porcino, pelos de porcino y pezuñas. Con estos residuos se elaboraron tres pilas con diferentes proporciones de residuos de poda (P) y serrín (SERR): P1 (30% de RM, 20% de P y 50% de SERR), P2 (30% LM, 15% P y 55% de SERR) y P3 (30% de RM, 10% de P y 60 % de SERR). Las características iniciales de los residuos fueron: pH=8,6; conductividad eléctrica (CE)=3,04 dSm^{-1}, materia orgánica (MO)=44,0 %, carbono orgánico total (COT)=24,0 % y nitrógeno total (NT)=4,57 % para los residuos de matadero, pH=5,8, CE=2,06 dSm^{-1}, MO=67,3 %, COT=35,4 % y NT=1,50 % para los residuos de poda y pH=5,7, CE=0,89 dSm^{-1}, MO=98,8 %, COT =1,4 % y NT=0,18% para los residuos de serrín.

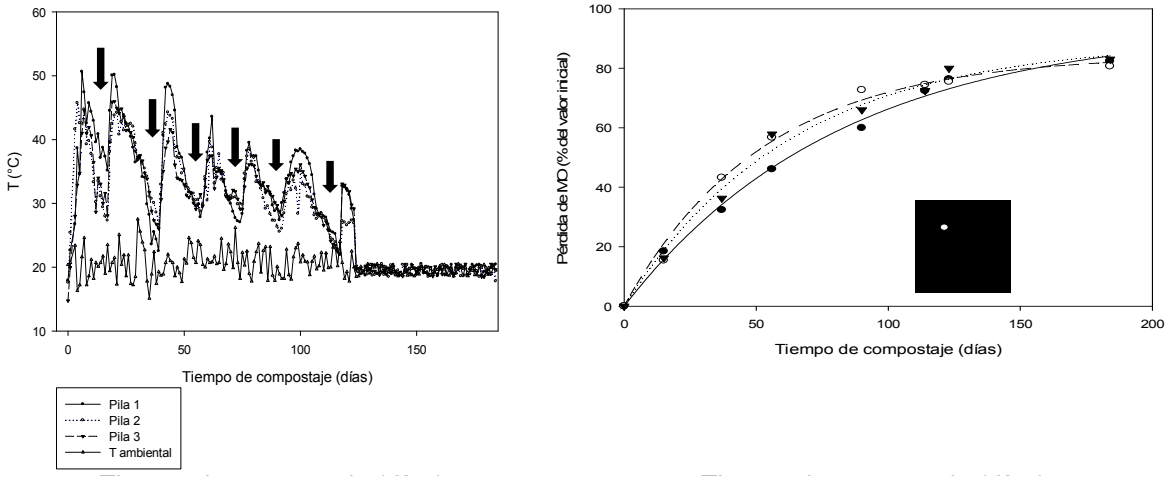
Las pilas fueron de aproximadamente 1000 kg cada una, con dimensiones de 2 x 3 m de base y altura de 1,5 m, y se compostaron mediante el sistema de pila móvil con la aireación mediante volteos. Se realizaron 6 volteos en cada pila y la fase bioxidativa se consideró terminada cuando la temperatura fue cercana a la temperatura ambiental (123 días), dejando madurar a las pilas por un período posterior de 9 semanas. Se controló diariamente la humedad de las pilas para que se mantuviera entre 40 y 60 %, y se realizaron 8 muestreos a lo largo del proceso. El muestreo de las mezclas se realizó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes de la pila para obtener una única muestra a partir del método del cuarteo. Las muestras fueron secadas y molidas a un tamaño inferior a 0,5 mm, para su posterior análisis. En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje fueron determinados el pH, CE, pérdidas de MO, NT, COT, capacidad de cambio catiónico (CCC) y el índice de germinación (IG) según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2016). En el presente trabajo solo se muestran los datos de las muestras tomadas de las pilas al inicio del proceso y al final de la etapa de madurez. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Las pérdidas de materia orgánica se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden: Pérdidas de MO = $A\ (1-e^{-kt})$, donde A es la materia orgánica potencialmente degradable (%), k la constante de velocidad de degradación ($días^{-1}$) y t el tiempo de compostaje (días). Los valores de R^2 ajustada fueron calculados para comparar el ajuste de diferentes funciones

y conocer la significación estadística de las curvas ajustadas a los datos experimentales. Se utilizó el test de la mínima diferencia significativa (DMS) a un $P < 0,05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de cada parámetro estudiado en cada pila durante el proceso de compostaje. En este análisis estadístico se tuvieron en cuenta todos los datos de cada parámetro de todas las muestras tomadas a lo largo del compostaje (8 muestreos).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observó un rápido incremento de la temperatura en las tres pilas en los primeros días de compostaje, manteniéndose de esta manera la fase termofílica de forma más continuada durante los primeros 50 días del desarrollo del proceso (Figura 1a). Este rápido incremento de temperatura también fue observado por Sanabria-León y col. (2007) y Price y col. (2013) durante el proceso de compostaje de residuos de poda+residuos de matadero y durante el compostaje de diferentes residuos de origen agrícola y ganadero con residuos de matadero, respectivamente. La pila 1 mantuvo períodos más largos de altas temperatura, llegando a alcanzar la temperatura máxima de 53°C, las pila 2 y 3 tuvieron similares comportamientos, alcanzando una temperatura máxima de 46°C. Cuando las temperaturas de las pilas descendieron se realizó un volteo (15, 37, 56, 78, 90 y 123 días), observándose un incremento de la temperatura debido a la oxigenación y homogenización de las mezclas. Después de 18 semanas de compostaje, las temperaturas descendieron progresivamente hasta llegar a la temperatura ambiental, finalizándose así la etapa biooxidativa y dando inicio a la fase de maduración con una duración de 9 semanas.



Tiempo de compostaje (días) **(a)**

Tiempo de compostaje (días) **(b)**

Figura 1. Evolución (a) de la temperatura durante el proceso de compostaje de las pilas (P1: 30 % residuos de matadero + 20% poda y 50% serrín; P2 = 30% residuos de matadero, 15% poda y 55% serrín; P3 = 30% residuos de matadero, 10% poda y 60 % serrín). (Las flechas en la figura indican los días en los que se realizaron los volteos) y (b) Degradación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje, las líneas representan las curvas ajustadas a los datos experimentales

El contenido inicial de MO en la pila 1 fue menor que en las otras pilas, lo cual puede atribuirse a la menor proporción de serrín en esta pila, siendo este residuo el material inicial con el mayor contenido de MO (Tabla 1). En todas pilas, los porcentajes de MO fueron disminuyendo gradualmente durante el proceso de compostaje de 79,7%; 82,3% y 89,0% a 40,9%; 47,4%; 57,8%, respectivamente, lo que mostró la mineralización de MO.

Las pérdidas de MO fueron relevantes durante la fase de biooxidación en las 3 pilas (Figura 1b), debido a las elevadas temperaturas y la alta actividad microbiana. La mineralización de la MO fue menor durante la etapa de maduración, lo que indicó la estabilidad alcanzada por los productos después de la etapa biooxidativa. Sanabria-León y col. (2007) también observaron una menor degradación de MO durante la fase de maduración en el co-compostaje de residuos de poda y de matadero. El ajuste de las pérdidas de MO a la ecuación cinética de primer orden, comentada anteriormente, obtuvo los siguientes valores de los parámetros estadísticos: A=94,1 %, k=0,0122 días^{-1}, R^2 ajust.=0,9934 para la pila 1; A=84,5 %, k=0,0191 días^{-1}, R^2 ajust.=0,9914 para la pila 2 y A=89,1 %, k=0,0159 días-^{1}, R^2 ajust= 0,9880 para la pila 3. En las tres pilas, la variación explicada por el modelo fue superior al 98%, indicando que el modelo propuesto fue adecuado. Los valores de A estuvieron dentro del intervalo de valores reportados por Gavilanes y col. (2016) y Bustamante y col. (2008) en estudios de compostaje de residuos vegetales con estiércoles. Sin embargo, los valores de k de este experimento fueron menores a los encontrados por los autores anteriormente mencionados. El uso de mayor cantidad de P aumentó los valores de A, mientras que las proporciones intermedias de P y SERR empleadas para preparar la pila 2 influyeron en que la velocidad de degradación de la MO fuese mayor.

Las 3 pilas mostraron un aumento significativo de pH durante el proceso, debido a la degradación de compuestos ácidos y a la mineralización del nitrógeno orgánico a amoníaco, alcanzándose valores finales alrededor de 7 (Tabla 1). También, los valores de la CE aumentaron en todas las pilas durante el proceso, como consecuencia de la mineralización de la MO y el efecto concentración causado por la pérdida de masa, alcanzándose valores de este parámetro muy por debajo del límite máximo (CE< 5 dS m^{-1}) recomendado para diversas aplicaciones de compost, de acuerdo con el US Composting Council (2001).

Con respecto a la evolución del NT, se observó un aumento significativo de este parámetro en todas las pilas (Tabla 1). Estos resultados estuvieron de acuerdo con los datos obtenido por Kalamdhad y col. (2009) durante el compostaje de residuos vegetales con hojas de árboles, estiércol de ganado y serrín, en el cual la concentración de NT aumentó de 1,4-1,8% a 1,7-2,6%. La relación COT/NT disminuyó considerablemente en las tres pilas, especialmente en la fase biooxidativa cuando la degradación de MO fue mayor, estabilizándose en la etapa de maduración hasta valores de 12,4 a 15,5. Los valores finales de la relación COT/NT sugirieron que los tres compost alcanzaron un grado aceptable de maduración, ya que fueron <20 (Bernal y col., 2009). Otro parámetro ampliamente utilizado como indicador de humificación es la CCC, el cual aumentó su valor durante todo el proceso de compostaje, mostrando la humificación de la MO debida a la formación de grupos funcionales carboxílicos y/o hidroxifenólicos (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1991). El IG aumentó durante todo el proceso de compostaje del 5%, 2 % y 2% al 76%, 82% y 79% en las pilas 1, 2, y 3, respectivamente, mostrando estos valores finales la ausencia de fitotoxicidad en los tres compost obtenidos (IG >50%, Zucconi y col. (1981)).

En relación a los aspectos nutricionales de los compost obtenidos, las concentraciones de los macronutrientes como P, K, Ca y Mg fueron mayores en el compost 1, con mayor contenido de poda, mientras que los contenidos de la mayor parte de los micronutrientes fueron mayores en el compost 3, con mayor contenido de serrín (datos no mostrados)

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

Muestra	pH	EC (dSm^{-1})	MO (%)	NT (%)	COT/NT	CCC (meq (100 g OM)$^{-1}$)	IG (%)
PILA 1: 30% residuos de matadero+20% poda+50% serrín							
Inicial	6,40	1,10	79,7	1,40	30,9	29,3	5
Maduro	7,70	2,50	40,9	2,10	12,4	65,7	76
DMS	*0,05*	*0,02*	*1,4*	*0,14*	*1,2*	*3,5*	*1*
PILA 2: 30% residuos de matadero+15% poda+ y 55 % serrín							
Inicial	6,10	0,50	82,3	1,80	25,1	23,5	2
Maduro	6,50	2,02	47,4	2,00	12,9	69,5	82
DMS	*0,08*	*0,02*	*1,3*	*0,13*	*1,1*	*3,4*	*2*
PILA 3: 30% residuos de matadero, 10% poda 60% serrín							
Inicial	6,10	0,60	89,0	1,70	29,6	41,7	2
Maduro	7,70	2,30	57,8	2,10	15,5	67,5	79
DMS	*0,10*	*0,03*	*2,2*	*0,13*	*1,3*	*3,6*	*4*

CE = conductividad eléctrica, MO = materia orgánica, NT = Nitrógeno total, COT = carbono orgánico total, CCC= capacidad de cambio catiónico, IG = índice de germinación, DMS = mínima diferencia significativa a $P<0.05$.

4. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se puede concluir que el compostaje de pila móvil de los residuos de matadero con residuos de poda y serrín constituyó un método eficiente, no solo para reciclar estos residuos sino también para obtener compost con una buena calidad agrícola. Las variaciones en los porcentajes de poda y serrín no afectaron significativamente a la calidad de los compost obtenidos, ya que todos tuvieron una materia orgánica estabilizada y humificada y ausencia de fitotoxicidad. Sin embargo, el aumento de la proporción de serrín en la mezcla produjo un compost con mayor contenido de materia orgánica y micronutrientes, mientras que el aumento de poda afectó al contenido de macronutrientes, los cuales fueron mayores en la pila con mayor proporción de este residuo (Pila 1).

5. BIBLIOGRAFÍA

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.

Gavilanes-Terán I., Jara-Samaniego J., Idrovo-Novillo J., Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy – a case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127–134.

Iglesias Jiménez E., Pérez García V., 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation-exchange capacity. *Resour. Conserv. Recycl.* 6, 45–60.

Kalamdhad A.S., Singh Y.K., Ali M., Khwairakpam M., Kazmi A.A., 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource. Technol.* 100, 6442-6450.

Kopéc M., Gondek K., Mierzwa-Hersztek M., Antonkiewicz J., 2016. Factors influencing chemical quality of composted poultry waste. *Saudi J. Biol. Sci.* (open access).

MAGAP, 2018. Ministerio de Agricultura y Ganadería. https://www.agricultura.gob.ec/ (fecha de consulta: 18/08/2018)

Price G.M., Zean J., Arnold P., 2013. Influence of agricultural waste and a finished compost on the decomposition of slaughterhouse waste composts. *J. Environ. Manage.* 130, 248-254.

Sanabria-León R., Cruz-Arroyo L., Rodriguez A., Alameda M., 2007. Chemical and biological characterization of slaughterhouse waste compost. *Waste Manage.* 27, 1800-1807.

US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use. https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide to Compost Use8x10.pdf (fecha de consulta: 11/09/2018).

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

EFECTOS SOBRE EL RENDIMIENTO DEL PROCESO DEBIDO A MODIFICACIONES TECNOLÓGICAS Y DE PROCESO EN LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA (BARCELONA)

Emma Cecilia Girón Rojas[1], Alba Maench[2], Ricard Jorba[2], Marta Viladés[2], Marga López[3]

[1]Universitat Politècnica de Catalunya. [2]Consorci del Bages per a la Gestió de Residus. [3]Agència de Residus Catalunya, cecilia.giron@hotmail.com, marga.lopez@upc.edu

RESUMEN: El proceso de compostaje industrial de la fracción orgánica de residuos municipales es llevado a cabo por varias vías. Así, existen diversas tecnologías y técnicas de manejo, lo que conduce a diversos costes de producción. Entre ellos, el consumo energético de cada planta puede variar no solo por la capacidad o la tecnología aplicada, sino también por la eficiencia del proceso en la planta. Este estudio realiza la comparación de balances de masas en dos momentos diferentes en la planta de compostaje de Manresa (Consorci del Bages per a la Gestió de Residus), en el cual se toman en cuenta la fracción orgánica, los restos vegetales y el compost expedido para el balance de materiales, y los consumos de agua, gasoil y electricidad para el funcionamiento del proceso para el balance energético. La época de estudio hace referencia a un proceso con una fase de descomposición en trincheras aireadas y maduración del material en mesetas aireadas y una segunda etapa en la que se modifican la duración de las etapas del proceso y el manejo del material. Los resultados muestran la variación en el rendimiento del proceso y los consumos energéticos relativos por tonelada de material tratado y por tonelada de compost expedido con las diferentes tecnologías. Por ello, conocer las entradas, las salidas y los consumos de diversas tecnologías en compostaje en una misma planta permite determinar si los cambios en las instalaciones han sido correctos o representan algún cambio en la eficiencia del proceso.

PALABRAS CLAVE: biosecado, consumo energético, indicadores de consumo, eficiencia de proceso.

1. INTRODUCCIÓN

La preocupación por la gestión de los residuos ha presentado un aumento por los riesgos sociales, económicos y de salud que representa, siendo cada vez mayor la prioridad de los gobiernos por su gestión (Bartone y Bernstein, 1993; Hoornweg y Bhada-Tata, 2012; Sakai y col., 1997). La generación de residuos municipales en la Unión Europea generada en el año 2016 supera las 245.539.000 toneladas (Eurostat, 2016). Según el informe de la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), la generación de residuos municipales en Cataluña en el año 2016 fue de 3,3 millones de toneladas, de los cuales, el 38,93% corresponde a la recogida selectiva y la fracción orgánica representa un 10,35% del total tomando en cuenta el autocompostaje, con un 0,10% menos con respecto al año 2010 (ARC, 2015).

El compostaje consiste en la descomposición y estabilización biológica de la materia orgánica en condiciones aeróbicas controladas, que desarrollan actividad termófila eliminando patógenos (Haug, 1993), y es considerado ventajoso sobre el vertedero y la incineración, debido a menores costes de inversión y operación, menos contaminación del medio ambiente, y el uso beneficioso de los productos finales (Wei y col., 2000). La fracción orgánica de residuos municipales presenta características muy adecuadas para los tratamientos biológicos, y el compostaje se ha reconoci-

do cada vez más como una alternativa viable y económica para la gestión de la fracción orgánica de residuos municipales.

Sin embargo, la eficiencia del proceso y calidad del producto final está relacionada con el contenido de impropios o materiales no compostables. Cuanto más aumenten éstos, se dificultará el proceso y aumentarán también los rechazos de proceso, por consiguiente, coste económico de su gestión. Las diversas tecnologías utilizadas para el proceso de compostaje deben llegar siempre al mismo resultado, sin embargo, los consumos de agua, energía y combustible pueden variar no solo por el proceso sino también por la eficiencia de éstas.

El objetivo de este estudio es conocer los cambios presentados en el rendimiento, así como en los insumos energéticos, en la planta de compostaje de Manresa después de las modificaciones que se realizaron en las instalaciones con tecnología y cambios en el proceso, principalmente por la introducción de una etapa inicial de biosecado.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Características de la planta y del proceso en los dos períodos

El estudio se llevó a cabo en la planta de compostaje de fracción orgánica de residuo municipal (FORM) de Manresa, donde se composta FORM mezclada con fracción de poda triturada (RV) y recirculado vegetal (RCV) en trincheras ventiladas (fase de descomposición) y se madura en mesetas. En los últimos años ha sufrido algunos cambios que han afectado el manejo del proceso y la capacidad de la planta, que pasó de las 20.000 t año^{-1} a 13.000 t año^{-1}. En Giron y col. (2016) se presentó una primera parte del estudio sobre el balance de masas de la planta. Estos cambios son los que dan pie a la presente investigación, donde se comparan los dos períodos considerando dos años en cada periodo.

PERÍODO 1 (para los años 2014 y 2015): se trataron 20.000 t de FORM anuales en una proporción de mezcla de 3FORM:1RVT:1RCV. La fase de descomposición se llevó a cabo en 4 trincheras ventiladas por impulsión y regadas por aspersión de 45 m de largo, 12 m ancho y 3 m altura de llenado inicial durante 64 días, y al acabar el material se pasó por un tromel de 80 mm (TRM 80), donde se genera un rechazo. La fase maduración se realizó en 2 mesetas aireadas de 45 m de largo, 17 m ancho, 3 m de altura de llenado inicial y duró 60 días. Al final de la maduración se realizó el afino mediante un tromel de 10 mm (TRM 10), que retira principalmente el RVT no degradado y lo convierte en RCV que se reintroduce en el proceso, junto con un aspirador de plásticos y una mesa densimétrica que genera el compost final.

PERÍODO 2 (para los años 2016 y 2017): se redujo la cantidad de material a tratar a 13.000 t anuales de FORM. La proporción de mezcla fue 3FORM:2RVT, en la proporción de RV, una parte procede de RV compostado y otra de palés y recirculado del proceso. La primera fase consistió en un proceso de biosecado, que tuvo como objetivo reducir la humedad para facilitar la retirada de impropios; duró 16 días y utilizó 1,5 trincheras (de las mismas dimensiones que en período anterior), con ventilación por impulsión. Al final de la fase el material pasó por un tromel de 80 mm para retirar impropios. Una segunda fase consistió en la descomposición biológica, que se realizó en 2,5 trincheras y duró 64 días, con riego, mediante un sistema de carros de invernadero, para favorecer la actividad biológica. La tercera fase fue la maduración, que se realizó en 2 mesetas ventiladas de 2600 m^2 durante 60 días y sin riego. Al finalizar la maduración pasó por un tromel de 10 mm para separar el recirculado vegetal que se depura con un aspirador de plásticos. La mesa densimétrica posterior separó el compost del rechazo final. Posteriormente, el compost obtenido se mezcló con compost vegetal y se realizó una post-maduración de un mes en una pila de 45 m de largo con ventilación por impulsión, riego por goteo y un volteo semanal.

2.2. Consumo de recursos y materiales tratados

Para realizar el seguimiento de consumo de recursos se ha realizado el registro de los mismos durante los dos períodos considerados y se han relacionado con los materiales tratados y los materiales expedidos.

Los recursos considerados han sido el agua pluvial y los lixiviados utilizados para el riego del proceso, así como la electricidad y el gasoil y los materiales tratados FORM y RV y los expedidos compost y rechazos.

2.3. Parámetros de seguimiento y calidad

Para evaluar la eficiencia del proceso se realizó el seguimiento de la temperatura de las trincheras y para la calidad del compost se realizó es Test de Autocalentamiento (o Test Rottegrad), que valora el incremento máximo de temperatura de una muestra de compost en condiciones adiabáticas (TMECC, 2002).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Efectos del cambio sobre el manejo del proceso

Los cambios generales presentados son principalmente la eliminación de entrada de material de la comarca de Osona y la introducción de una primera fase de biosecado. La reducción de material tratado (entre el 35 y el 40%) permite llenar las trincheras en 21 días en vez de 15, dando más margen a la gestión del espacio y del proceso. La introducción del biosecado redistribuye el uso de las trincheras de 4 para descomposición en el primer período a 1,5 para biosecado en el segundo período, para facilitar la separación de impropios, y 2,5 para la descomposición. El proceso total se alarga en unas 4 semanas por la post-maduración del compost. Así, en el primer período la eficiencia de separación de impropios se valoró a través de la duración del proceso de tromelado, de 22 h repartidas en dos días en el primer período a 7 h en el segundo.

Los restos vegetales que eran utilizados en el primer periodo se mezclaban directamente con la FORM, mientras que en el segundo periodo se composta previamente eliminando las partículas más finas, lo que favorece su función como estructurante ya que se aprovechan las partículas superiores a 20 mm y se homogeneiza el tamaño de partícula.

La temperatura de descomposición en el período 1 alcanzaba los 65 ºC, pero para facilitar el tamizado se dejaba de regar, lo que contribuía a disminuir la temperatura. La separación con el tromel después de la descomposición provocaba un cierto aumento de la temperatura, pero debido a la falta de riego para adecuar la humedad al final de la maduración, disminuía rápidamente la temperatura y se obtenía un material poco estabilizado. En el período 2, se alcanzaron 65 ºC en el biosecado, y 70 ºC durante la descomposición, lo que garantiza la higienización. Como en este período no era necesario volver a tamizar, se regaba para la maduración, favoreciendo el proceso.

Los resultados de Test de Autocalentamiento del compost obtenido en cada uno de los períodos indican Clase II (incremento de 57 ºC) en el primero, y Clase V (incremento de 27 ºC) en el segundo. Parte de esta mayor estabilidad se puede atribuir a la incorporación de compost vegetal en la post-maduración, así como a un proceso más largo, optimización de riego y ventilación y mejor manejo de la post-maduración.

3.2. Efecto del cambio sobre la eficiencia de recursos

Los recursos consumidos por la instalación de para el tratamiento del residuo entrado incluyen el consumo energético, electricidad y gasoil, y de agua (Tabla 1).

Tabla 1. Consumo de recursos, materiales entrados y producidos e indicadores.

		Primer período		**Segundo período**	
Año	Unidades	2014	2015	2016	2017
		Recursos consumidos			
Agua pluvial	m^3 $año^{-1}$	2.332	5.343	7.864	6.996
Electricidad	kWh $año^{-1}$	866.920	783.009	655.511	642.298
Gasoil	L $año^{-1}$	36.410	42.535	39.561	38.746
Lixiviados	m^3 $año^{-1}$	2.229	1.029	1.562	1.155
		Materiales tratados y producidos			
Entrada FORM	t $año^{-1}$	20.593	14.837	12.297	13.763
Entrada FV	t $año^{-1}$	2.530	2.686	2.753	2.846
Compost agricultura	t $año^{-1}$	2.324	3.476	2.180	2.037
		Indicadores			
Indicador electricidad	kWh t^{-1} FORM kWh t^{-1} mezcla	42,10 37,49	52,77 44,68	53,31 43,56	46,67 38,67
Indicador combustible	L gasoil t^{-1} FORM L gasoil t^{-1} mezcla	1,77 1,57	2,87 2,43	3,22 2,63	2,82 2,33

El consumo de electricidad disminuye cerca del 21% (en promedio entre los dos periodos) mientras que el consumo de gasoil se mantiene prácticamente igual. La disminución del consumo eléctrico se acusa principalmente a la instalación de variadores de frecuencia en los ventiladores para reducir potencia y las veces de encendido y apagado. En los lixiviados se aprecia una disminución relacionada con el valor más elevado en el año 2014, ya que respecto a 2015, el nuevo periodo supone un aumento. En el segundo período, los lixiviados se utilizan íntegramente en la primera fase de la descomposición y el resto de necesidades se cubren con pluviales.

En la FORM tratada se observa una reducción notable (del 26 %) entre el primer y segundo periodo, pasando de 20.000 a 13.000 t $año^{-1}$, por la ausencia de material de la comarca de Osona. Los restos vegetales tratados, que en el primer período se utilizaban en la mezcla de la FORM en su totalidad, presentan un ligero aumento (del 7%), para ser compostados parcialmente previo a su mezcla para al compostaje de la FORM. El compost expedido presenta un descenso del 27%, en paralelo con la reducción de FORM tratada.

Los indicadores de consumo de electricidad y combustible se han calculado en relación a la FORM tratada y a la mezcla (FORM+FV). El consumo de electricidad respecto FORM pasa de 47 kWh a 49 kWh por tonelada (+5%) mientras que es constante para la relación de mezcla (41 kWh), una pequeña variación respecto el consumo total. En cambio, el consumo de gasoil pasa de 2,3 L a 3,0 L por t de FORM (+ 30%) y de 2,0 y 2,5 L por t de mezcla (+23 %), un aumento notable más si se tiene en cuenta el consumo absoluto. En el segundo periodo, aunque se trata menos material, está por más tiempo y se hacen más traslados de material con la pala, lo que

conlleva más volteos y movimientos y por tanto mayor consumo de gasoil, mientras que, otras operaciones dependientes del consumo eléctrico, no varían tanto.

4. CONCLUSIONES

— El biosecado facilita el proceso mecánico de separación de impropios y favorece la optimización del espacio al retirar materiales que no serán tratados en el proceso.

— El cambio del sistema de riego ha logrado optimizar el uso del recurso agua durante la fase de descomposición, por lo que se mejora la capacidad degradativa de la fase, alcanzando temperatura de higienización. La post maduración, donde el uso de agua no es limitante, mejora la calidad de compost a nivel de estabilidad obteniendo un grado IV-V de test de autocalentamiento respecto al grado II en el periodo anterior.

— El consumo de los recursos varía principalmente por la cantidad de material tratado y la eficiencia con que son utilizados. Los indicadores contrastados indicaron que el consumo eléctrico es muy similar, mientras que el de gasoil aumenta. Sin embargo, el producto obtenido en el segundo periodo tiene mejores características de estabilidad. Sería preciso un estudio más detallado para valorar si la variación de consumos es representativa y para afinar más en la interpretación de los indicadores.

5. BIBLIOGRAFÍA

ARC, 2015. Estudios de composición de los residuos municipales en Cataluña.

Bartone C. R., Bernstein J. D., 1993. Improving municipal solid waste management in third world countries. *Resour Conserv Recy.* 8(1–2), 43–54. http://doi.org/10.1016/0921-3449(93)90018-B

Eurostat. 2016. Retrieved from http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do

Giron C., Martínez M., Martínez F.X., Maench A., López M. 2016. Utilización de la densidad aparente en la determinación de los balances de masa de plantas de compostaje. Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente. p. 38-41

Haug R. T. 1993. The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.

Hoornweg D., Bhada-Tata P., 2012. What a waste: a global review of solid waste management. World Bank, Washington DC. Retrieved from http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:WHAT+A+WASTE:+A+global+review+of+solie+waste+management#0

Huerta-Pujol O., Soliva M., Martinez-Farre F.X., Valero J., López M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technol.* 101(3):995-1001

Sakai S., Sawell S. E., Chandler A. J., Eighmy T. T., Kosson D. S., Vehlox J., Hjelmar O. 1997. World Trends in Municipal Solid Waste Management. *Waste Manag.* 16(5/6), 341–350. http://doi.org/10.1016/S0956-053X(96)00106-7

TMECC [Test Methods for the Examination of Composting and Compost]. 2002. Test Method 05.08-D. Dewar self-heating test

Wei Y.S., Fan Y.B., Wang M.J., & Wang J.S. 2000. Composting and compost application in China. *Resour Conser Recy.* 30(4), 277–300. http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00066-5

ABERE SOC COOPERATIVA: 10 AÑOS DE EXPERIENCIA EN EL COMPOSTAJE *IN SITU* DE LAS DEYECCIONES GANADERAS DE LA CABAÑA ALAVESA

N. Aguirre[1], M. Otxandiano[2], J.S. Arizmendiarrieta[2,3], N. Irigoien[2,3]

[1]ABERE S.KOOP.(naguirre@abere.eus), [2]Universidad Pública de Navarra/Nafarroako Unibertsitate Publikoa (natxo.irigoien@unavarra.es), [3]Asociación Fertilie Auro

RESUMEN: En el territorio foral de Álava existen más de 640 granjas profesionales, con un total de 66.117 UGM de las cuales 90, es decir el 15%, gestionan el estiércol a través de la Red de Volteo. En el año 2009, la empresa SERGAL S.COOP., ahora ABERE S.KOOP., creó la "Red de Volteo de estiércoles de Álava", con el objetivo de gestionar las más de 200.000 toneladas anuales de estiércol que se generaban en aquel momento. Esta red, en la actualidad da servicio, supervisa y coordina más de 100 explotaciones agrícolas y ganaderas de Álava para el compostaje *in situ* de sus estiércoles y de otros importados. De esta manera se garantiza y facilita una correcta gestión de los estiércoles que facilita su aprovechamiento agronómico evitando algunas posibles incidencias ambientales de las pilas de estiércol durante su almacenamiento prolongado en campo, como son lixiviados, emisiones de amoniaco y de gases de efecto invernadero. Estas explotaciones, bajo la coordinación de ABERE, hacen uso compartido de equipamiento (volteadora de compost), y personal técnico cualificado. De esta manera, el estiércol de las explotaciones recibe al menos dos volteos antes de ser aplicado al campo.
En el presente trabajo se presenta la situación actual de la red de volteo tras 10 años de funcionamiento.

PALABRAS CLAVE: residuos ganaderos, estiércol, compost, agrocompostaje, asociacionismo agrario.

1. INTRODUCCIÓN

Con la necesidad de gestionar los subproductos generados en las diferentes instalaciones ganaderas de la provincia de Álava (País Vasco), en el año 2009 se realiza un proyecto en el que participó Sergal S.Coop. (Actualmente Abere Zerbitzu Teknikoak Koop. S.), junto a Neiker Tecnalia, ENEEK y UAGA llamado "Utilización de residuos ganaderos para la elaboración de un compostaje de calidad destinado a la producción ecológica". Entre sus objetivos estaba comparar dos sistemas de compostaje, uno estático (a través de una biocompostadora) y otro dinámico (con una volteadora arrastrada). De forma paralela y motivado por el interés personal de 3 ganaderos, junto a Sergal, se empieza a trabajar en generar la Red de Volteo de Álava.

Así, después de 9 campañas, la Red pone a servicio de los inscritos un apoyo técnico y humano para que, bajo el asesoramiento de un experto, los propios ganaderos y agricultores puedan compostar estiércoles sólidos en sus granjas. Para ello, un técnico instruye al usuario indicándole las dimensiones y el material con el que tiene que realizar su propia pila, así como el lugar más adecuado para ubicarla. Posteriormente, una volteadora móvil traccionada por un mismo tractor y tractorista, va volteando las pilas cumpliendo un calendario de trabajo prestablecido con antelación.

El objetivo del presente trabajo es presentar y evaluar el funcionamiento de la Red de Volteo de Álava en el décimo aniversario de su creación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para conocer la situación actual de la Red, se ha consultado distinta documentación interna y se han realizado una encuesta telefónica a las personas usuarias. La encuesta consta de 12 preguntas sobre la cantidad y tipo de residuos gestionados, el destino del compost resultante y su grado de satisfacción con el servicio. La encuesta se ha realizado de forma aleatoria teniendo en cuenta el tipo de explotación y si disponían de un plan de gestión de deyecciones, o no.

En el presente año 2018, los usuarios dados de alta en la red ascienden a 100, de los cuales 40 han sido encuestados por lo que se considera que la muestra es representativa (40% de la población ha sido encuestada). Se han empleado las encuestas para conocer el origen de la materia prima, las cantidades de estiércol y compost generado, el manejo y destino del compost y la satisfacción del usuario. En la siguiente figura se representa el porcentaje de los usuarios encuestados por cada actividad.

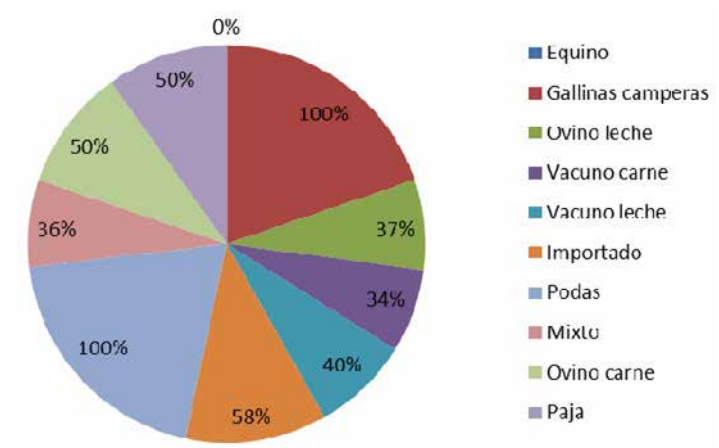


Figura 1. Porcentaje de usuarios encuestados por actividad.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Resultados técnicos

3.1.1. Usuarios

El número de usuarios de la Red ha venido incrementándose desde su inicio hasta el año 2015 donde se aprecia un cierto estancamiento. (Figura 2).

En cuanto al perfil de los usuarios, si bien la mayoría son ganaderos de diversas orientaciones ganaderas, destacan los ganaderos de ovino y vacuno. Además de ganaderos también existen pajeros y agricultores ecológicos y convencionales. Los primeros se adhieren a la Red para poder gestionar adecuadamente los fardos de paja que por su exceso de humedad no tienen otra salida comercial. En el caso de los agricultores ecológicos o no,

estos deciden compostar por la dificultad que tienen de conseguir compost a su medida y el alto precio de este material en el mercado. Así, estos últimos hacen acopio de distintos materiales, generando las pilas en sus explotaciones y los compostan utilizando el servicio de la Red de Volteo.

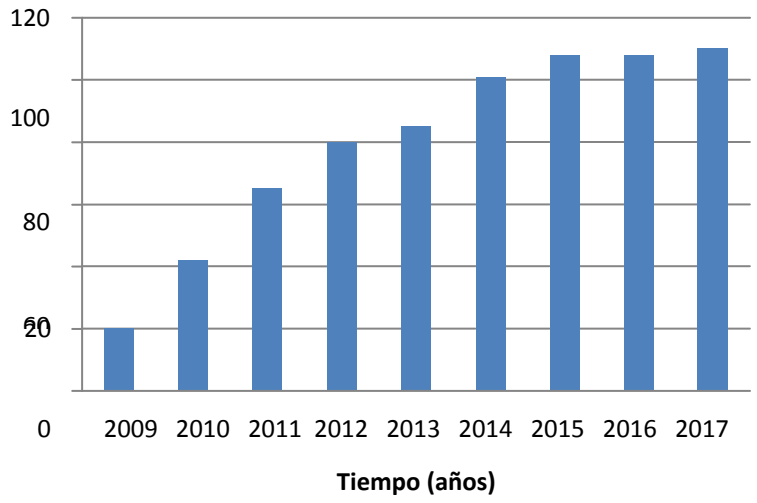


Figura 2. Número de usuarios en el servicio en cada año.
Fuente: Realizado por Aguirre, N. (2018).

3.1.2. Estiércol gestionado y compost producido

Teniendo en cuenta los datos recogidos en las encuestas, los usuarios de la Red generan aproximadamente 46.465 toneladas de estiércol gestionable (aquel que se genera dentro de las instalaciones y por lo tanto necesita de una gestión concreta) y las transforman en 19.980 toneladas de compost, con una tasa de reducción en torno al 43%.

Esto supone, según datos facilitados por ABERE, que la red gestiona aproximadamente el 10% del total del estiércol generado en toda la provincia.

3.2. Análisis económicos

Para evaluar el interés económico para las personas ganaderas de gestionar sus estiércoles por medio de la Red o hacerlo ellas mismas de manera directa, se plantea la siguiente comparación de costes y tiempos.

En el caso de gestión por medio de la red, el servicio de volteo tiene un coste medio de 0,92 €/t. Este coste está dividido en dos conceptos: a) uno fijo que se llama *salida*, con el que se paga el que el maquinista llegue a cada explotación y que asciende a 51 €/salida, y b) otro coste variable de 82 € por hora de trabajo para voltear al menos 2 veces las pilas. Además la ganadera debe invertir 16 horas en acumular, cargar y esparcir 100 toneladas de material. En el caso de realizar la gestión directa de sus estiércoles sin volteo, la persona ganadera requiere de 27 horas para acumular, cargar y esparcir los materiales.

Tabla 1. Comparación de tiempos de dedicación del ganadero/a a la gestión de 100 toneladas de estiércol fresco haciendo gestión directa (sin participar en la Red), o gestionándolos por medio de la Red de volteo.

Operación	Gestión por la Red	Gestión Directa
	h	h
Acumulación en pilas o almacenamiento temporal	9	9
Volteo	0 **	0
Cargar y esparcir	7	18
TIEMPO TOTAL	16	27

**En el caso del estiércol volteado se considera 0 h de tiempo de trabajo del ganadero porque este trabajo lo realiza personal de la red.

La diferencia en tiempo invertido por el ganadero es de 11 horas. Si se tiene en cuenta un coste medio por hora del ganadero de 17,50 € estas 11 horas suponen un ahorro de 192,50 € que compensan perfectamente los 184 € que cobraría la Red por la gestión, incluyendo dos volteos, de las 100 toneladas indicadas. En este análisis económico no se consideran los beneficios ambientales de la gestión por la red (Reducción de GEI, lixiviados, olores) y agronómicos (control de malas hierbas, aporte de compuestos húmicos) frente a la gestión directa (almacenamiento durante meses en parcela sin volteo).

3.3. Valoración de los usuarios

La mayoría de los encuestados (el 92%) están muy satisfechos con el servicio ofrecido por ABERE, debido a que para ellos es una forma de dar solución y gestionar las deyecciones que se generan en sus respectivas explotaciones. A diferencia de unos pocos (3 de los encuestados) que no están satisfechos porque las fechas de volteo no se ajustan a su manejo o porque el precio les parece excesivo.

La actividad de la red se ha desarrollado de forma armónica, no habiendo problemas o incidencias reseñables en los diez años de su andadura.

El éxito del servicio reside en que la máquina se tracciona por el mismo tractorista de forma que el usuario no tiene que esperar a que la volteadora este libre o estar pendiente de su mantenimiento y en que se sigue un calendario de trabajo elaborado por un técnico.

3.4. Aspectos de mejora

Por parte de los usuarios, los aspectos a mejorar son el precio y las fechas de volteo.

Por la parte técnica y el maquinista, hay que seguir trabajando e incidiendo en la correcta conformación de las pilas (evitando impropios como piedras y cuerdas) así como en la elección de los lugares de volteo. En ocasiones las pilas son demasiado grandes o tienen demasiadas cuerdas procedentes de los fardos de paja o hierba, que se lían al rotor de la volteadora o, incluso, piedras que salen despedidas, lo que dificulta el correcto volteo del material.

4. CONCLUSIONES

Se estima que la Red de Volteo, gestiona 46.465 toneladas de estiércol anuales. Esa cantidad lo está transformando en 19.980 toneladas de compost que se emplean en abonar praderas y cultivos.

Por otro lado, el grado de satisfacción de los usuarios es muy alto según la encuesta realizada y el servicio ofrecido por ABERE, resulta económicamente rentable tanto para agricultores como ganaderos de la provincia.

5. BIBLIOGRAFÍA

Chiumenti A. y col, 2005. Modern Composting Technologies. Emmaus, Estados Unidos: Editorial JG Press.

Erburu J.A., Uranga J., 1999. Compostaje. Navarra Agraria, 56-64.

Irigoien N., Plana R., Sanchez J., 2018. Curso de capacitación para el compostaje descentralizado de biorresiduos y usos de compost. Universidad Pública de Navarra. Pamplona, Navarra, España.

Life-Ecorega, 2013. Proyecto Life Ecorega: Sistemas de gestión de los residuos orgánicos en las explotaciones ganaderas. Recuperado de http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep =file&fil=ECOREGA_Organic_Waste_Management_Guide.pdf

Mager U., y col., 2012. Compostaje de estiércoles en agricultura ecológica. Recuperado de https://www.eneek.eus/files/2018/01/GUIA_COMPOST_ENEEK_2013-1.pdf

Real Decreto 515/2009, de 22 de septiembre, sobre normas técnicas, higiénico- sanitarias y medioambientales de las explotaciones ganaderas. Boletín Oficial del Estado. Madrid, 22 de octubre de 2009, núm. 203, pp. 1-65.

Storino F., 2017. Compostaje descentralizado de residuos orgánicos domiciliarios (tesis doctoral). Universidad Pública de Navarra. Pamplona, Navarra, España.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecer el trabajo de Raúl, Mikel y Gerardo, los tres ganaderos que ya en 2007 tenían gran interés por gestionar el estiércol de sus explotaciones ganaderas por medio del compostaje. Ellos fueron los pioneros y los que hicieron posible junto con ABERE Koop.S. la Red de Volteo de Álava.

Agradecer también la colaboración de Gobierno Vasco por su apoyo a esta iniciativa.

ANÁLISIS METAGENÓMICO DE LA COMUNIDAD BACTERIANA EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

Anny Camelo Castillo, María José López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena del Mar Jurado, Juan Antonio López-González y Joaquín Moreno

Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, anjo134@ual.es

RESUMEN: La mayoría de investigaciones realizadas sobre el microbioma del compostaje, se han basado en técnicas cultivables y en el uso de materia prima y tecnología específica. Por ello, el principal objetivo de este estudio, fue analizar la microbiota bacteriana presente en diferentes etapas del proceso del compostaje de residuos hortícolas, mediante el uso de técnicas metagenómicas. Con este fin, se recolectaron 54 muestras totales, provenientes de 3 plantas de residuos hortícolas de invernadero, ubicadas en la zona de Almería y alrededores. El muestreo se realizó por triplicado, durante 6 fases críticas del proceso de compostaje. Tras la extracción del ADN, se amplificó la región V3-V4 del gen 16S rRNA y los amplicones generados, fueron secuenciados mediante la plataforma MiSeq PE300 de Illumina. El análisis de los datos obtenidos, alfa y beta diversidad, fueron realizados usando el software Qiime 1.9.0 (Caporaso y col., 2010) y R v3.4.4. En términos generales, la mayor parte de especies bacterianas observadas, pertenecían a los phyla Firmicutes, Proteobacteria, Actinobacteria y Bacteroidetes y la diversidad bacteriana fue mayor en la mitad del proceso. Los resultados obtenidos demuestran que la diversidad y dinámica bacteriana a lo largo del proceso, estuvo influenciada por el tipo de materia prima inicial y por las condiciones de operación de cada una de las plantas de compostaje a gran escala.

PALABRAS CLAVE: Metagenómica Bacteriana, Residuos hortícolas, Diversidad Bacteriana, Microbiota no cultivable.

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso aeróbico de bioconversión, donde a partir de desechos orgánicos se generan sustancias similares al humus denominadas compost (Jurado y col., 2014). Este proceso comprende la biotransformación de la materia orgánica mediante la acción de una comunidad microbiana compleja que cambia de acuerdo a varios factores, como son; el tipo y cantidad de nutrientes presentes, la temperatura, el pH, la aireación y el contenido de agua, entre otros (Hiraishi y col., 2003). Uno de los más evidentes es, precisamente, el perfil térmico de las pilas de compostaje, que está sujeto a las variaciones ocurridas en la materia prima sometida a la acción del metabolismo bacteriano. Uno de los tipos de materiales más utilizados en procesos de compostaje, son los residuos agrícolas. Éstos, se definen como aquellos residuos vegetales inutilizables, de naturaleza sólida o líquida y que proceden de cualquier tipo de práctica agrícola (Vargas-García y col., 2014). Este grupo incluye los restos procedentes de la horticultura, cuya naturaleza permite su potencial transformación desde residuo a recurso. Para la gestión de este tipo de material, el compostaje se considera una de las opciones más respetuosas con el medio ambiente. Este tratamiento no sólo ofrece una vía para la realización de una gestión sostenible de los residuos, si no que permite obtener un producto con valor añadido para su uso en suelos agrícolas, así como otros usos alternativos, por ejemplo, empleándolo en la recuperación de suelos contaminados. Los microorganismos presentes durante el proceso, tienen un papel deter-

minante. Por este motivo, el conocimiento de la microbiota implicada puede ayudar a mejorar el compostaje, tanto en su desarrollo como en la calidad final de los productos obtenidos. Durante años, la mayoría de los estudios microbiológicos se han enfocado en la aplicación de técnicas convencionales de aislamiento bacteriano, empleando medios complejos orgánicos de extractos obtenidos a partir del compost (Moreno y Moral, 2008). Por ello, en el presente estudio se pretende identificar la microbiota bacteriana presente, durante cada una de las fases del proceso de compostaje de residuos hortícolas, mediante técnicas metagenómicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Estrategia de muestreo

Se emplearon muestras de tres plantas de compostaje de Residuos Hortícolas (RV) ubicadas en la provincia de Almería, localizadas geográficamente en El Ejido (RV1), La Mojonera (RV2) y El Ejido (RV3). Las muestras fueron recolectadas en 6 etapas críticas del proceso, según la evolución de la temperatura: materia prima (MPR), mesofílica (MES), termofílica (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF). Cada muestra se constituyó a partir de 9 submuestras tomadas en diferentes puntos, que se mezclaron para lograr una muestra homogénea y representativa del conjunto de la pila y, a su vez, cada muestra se dividió en tres partes consideradas réplicas analíticas. Se procesaron un total de 54 muestras, 18 por planta.

2.2. Aislamiento del ADN bacteriano, preparación de las librerías y secuenciación

La extracción del ADN se realizó con el kit DNeasy PowerSoil DNA isolation kit (Qiagen) y el ADN obtenido se amplificó por PCR con los cebadores Bakt 341F (5'CCT ACG GGN GGC WGC AG 3') y Bakt 805R (5' GAC TAC HVG GGT ATC TAA TCC 3') (Herlemann y col., 2011). Estos primers amplifican la región variable V3-V4 del gen ribosomal 16S, con un tamaño esperado de 530 pb. Durante la realización de la extracción de ADN y las PCRs se incluyeron controles negativos. Las muestras se mezclaron en cantidades equimolares y la secuenciación fue realizada por el servicio de secuenciación de la empresa AllGenetics & Biology SL (La Coruña, España), utilizando un MiSeq PE300 (Illumina).

2.3. Análisis de Datos

El ensamblaje R1 y R2 fue realizado con FLASH (Magoc y Salzberg, 2011) y para el análisis de los archivos FASTQ de utilizó el software "Quantitative Insights into Microbial Ecology" (QIIME) v1.9.0 (Caporaso y col., 2010), filtrando las secuencias con un umbral de calidad (Phred:>20). Para la eliminación de secuencias quiméricas se utilizó el algoritmo UCHIME, con referencia la base de datos Silva V: 11-Dec-2017 release (Quast y col., 2013). Las secuencias se asignaron taxonómicamente en Qiime, utilizando la metodología open-reference usando el algoritmo UCLUST, con un umbral de confianza del 97%. Las OTUs obtenidas fueron filtradas, eliminando los Singletons, las OTUs con un número de secuencias inferior al 0,005% del número total de secuencias y las OTUs con baja abundancia (<0.1%). Además, se excluyeron de los análisis las cianobacterias.

Tras un análisis inicial que incluyó las 54 muestras que formaban parte del estudio, se decidió concatenar las réplicas, de manera que los resultados finales obtenidos están en base a 18 muestras finales, 6 muestras por cada planta de compostaje. Las curvas de rarefacción y los índices de alfa diversidad se calcularon a partir de submuestreos de 11.000 secuencias para cada muestra, utilizando los índices Shannon, Simpson, Chao1 y ACE, la diversidad beta se calculó utilizando matrices de distancia UniFrac. Las comparaciones entre las comunidades microbianas y los análisis estadísticos se realizaron con R v2.15.2, usando los paquetes vegan, ade4 y gplots (The R Foundation for Statistical Computing) y el software de libre acceso Microbiome Analyst. Por último, y con

el fin de visualizar mejor los resultados taxonómicos obtenidos, se decidió, agrupar los géneros por debajo del 5% de abundancia relativa en un grupo denominado “Others” en los gráficos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Después del filtrado de calidad y la eliminación de quimeras, se analizaron un total de 533.679 secuencias, con un número promedio de 19.448 lecturas por muestra. La diversidad bacteriana se comparó con la ayuda de curvas de rarefacción (Figura 1) y los resultados obtenidos con los índices de diversidad y riqueza (datos no mostrados), donde podemos observar que las muestras con mayor diversidad corresponden a las fases ENF, MES, TER de las plantas RV1, RV3 y RV1, respectivamente. En cuanto a los procesos con menor diversidad encontramos las fases de MPR, tanto para la planta RV1, como para la RV2.

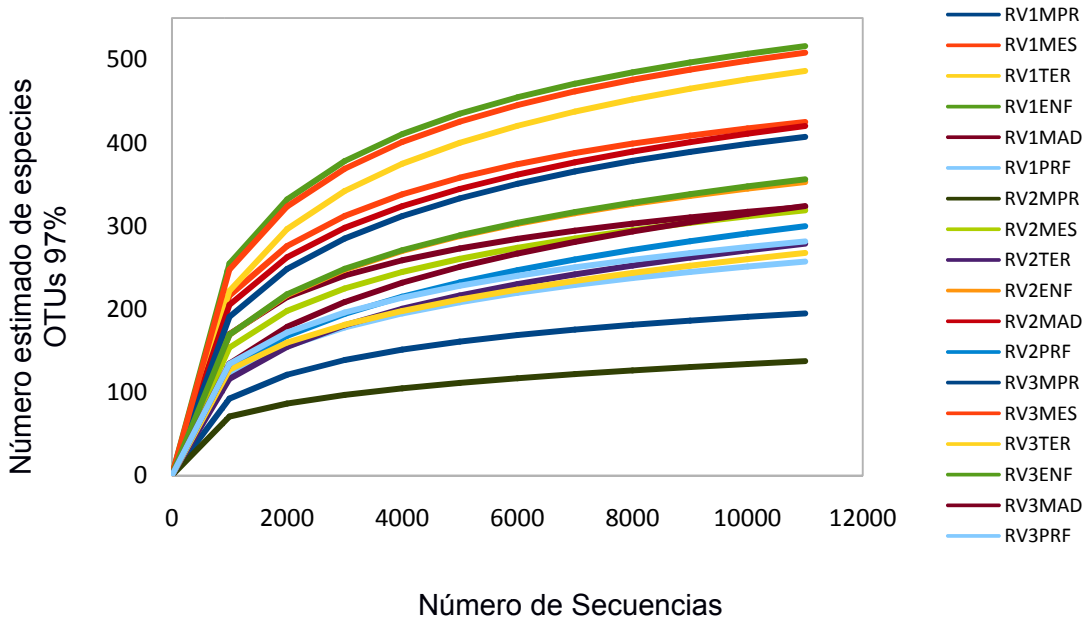


Figura 1. Curvas de rarefacción de las fases MPR, MES, TER, ENF, MAD, y TER en las plantas RV1, RV2 y RV3. El eje horizontal muestra el número de lecturas obtenidas (esfuerzo de secuenciación) mediante secuenciación del gen 16S rRNA. El eje vertical muestra el número de OTUs a un nivel del 97% (número estimado de especies bacterianas).

Observando la diversidad para cada una de las plantas por separado, los resultados varían entre plantas, a pesar de ser procesos cuya materia prima es similar. En la planta RV1, la fase con mayor diversidad fue ENF, para la planta RV2 la fase MAD y MES para la planta RV3. En cuanto a las fases con menor diversidad fueron MPR, para RV1 y RV2 y TER para RV3. Este resultado podría explicarse debido a las características propias del material de partida y su estado al momento de la toma de la muestra y, por otro lado, en cuanto a la fase termófila está descrito que la biodiversidad disminuye, conforme aumenta la temperatura de la pila (Moreno y Moral, 2008).No se observa un patrón común en términos de diversidad para las 3 plantas, ya que cada proceso difiere del otro, aun cuando se comparan entre sí para las mismas fases del proceso de compostaje.

Se observaron diferencias importantes en la composición de los grupos bacterianos entre RV1, RV2 y RV3 (Figura 2), incluso en los rangos taxonómicos altos. La mayor parte de especies

bacterianas observadas, pertenecían a los phyla Firmicutes, Proteobacteria, Actinobacteria y Bacteroidetes. Cabe mencionar que en el caso de la fase MPR de RV1, la familia *Enterobacteriaceae* representa un 45,7% de las secuencias totales, sin que se logre discernir a que género bacteriano hacen parte las secuencias mencionadas, ya que se clasifican como "ambiguous taxa". A nivel de género, en la fase MPR de RV2 *Staphylococcus* es el género más abundante con un 28,2% de secuencias, comparadas con el 2,1% y 5,6% obtenidos para las plantas RV1 y RV3 respectivamente para la misma fase. Asimismo, en la planta RV3 fase MAD se observa un predominio de *Salinicoccus* (19,7%), frente a un 2,7% en RV1 y un 6,5% para RV2. Cabe señalar, que una gran parte de la composición bacteriana estuvo representada por géneros con una proporción menor al 5%. Es así como en la planta RV1 fase mesófila, la proporción de géneros por debajo del 5% fue de 59,4%, y en la planta RV3 para la misma fase fue de un 71,1% (Figura 2).

4. CONCLUSIONES

En conclusión, caracterizamos por primera vez mediante técnicas metagenómicas, la microbiota bacteriana presente en tres plantas de compostaje a gran escala, utilizando como materia prima residuos hortícolas. En términos generales, observamos que tanto la diversidad, como la composición bacteriana se ven influenciadas por el tipo de materia prima inicial y por las condiciones propias de operación en cada una de las plantas de compostaje.

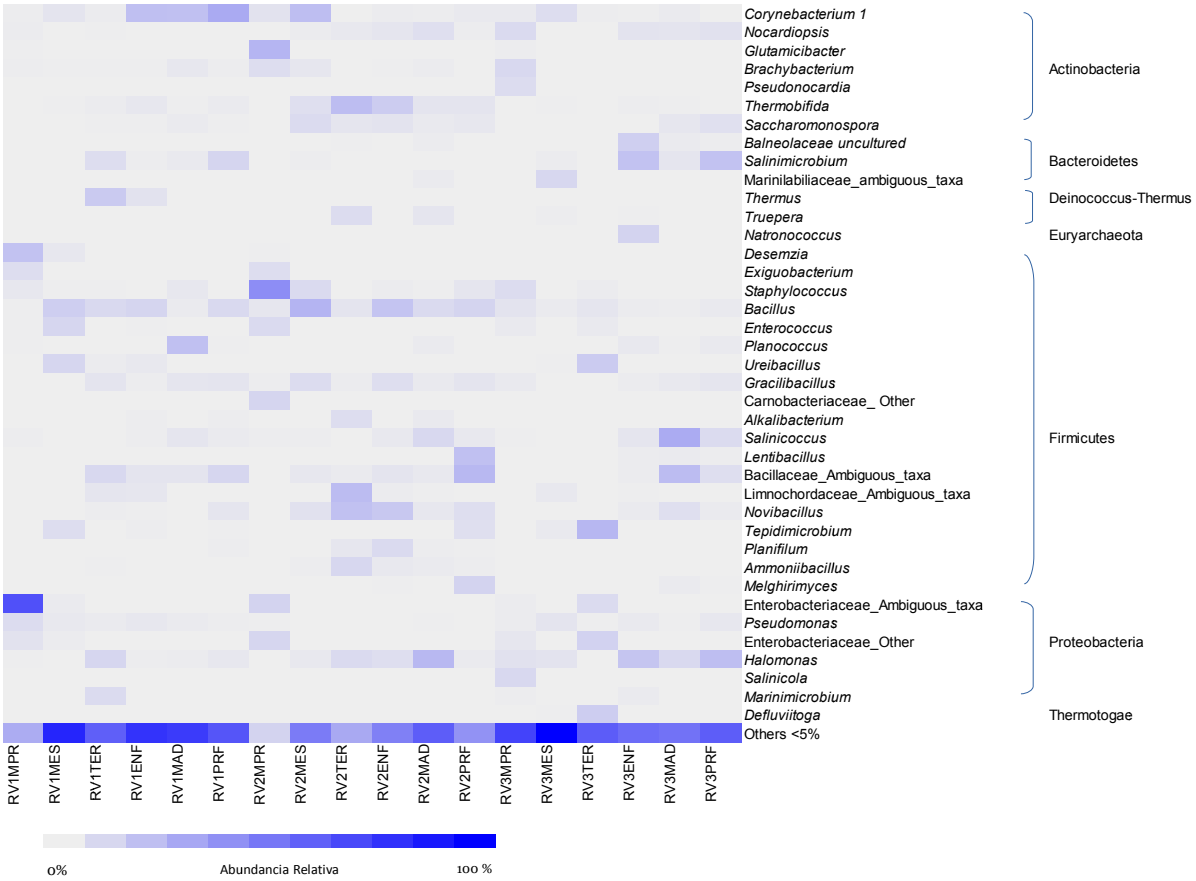


Figura 2. Composición taxonómica bacteriana de las diferentes fases del proceso para cada una de las plantas hortícolas RV1, RV12 y RV3.

5. BIBLIOGRAFÍA

Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E. K., Knight R., 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nat. Methods*. 7(5), 335–336. http://doi.org/10.1038/nmeth.f.303.

Herlemann D.P, Labrenz M., Jürgens K., Bertilsson S., Waniek J.J., Andersson A.F., 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *The ISME Journal*. 5(10), 1571-1579. doi:10.1038/ismej.2011.41.

Hiraishi A., Narihiro T., Yamanaka Y.Y., 2003. Microbial community dynamics during start-up operation of flowerpot-using fed-batch reactors for composting of household biowaste. *Environ. Microbiol*. 5 (9), 765-76.

Jurado M.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, 283-93.

Magoč T., Salzberg S.L., 2011. FLASH: fast length adjustment of short reads to improve genome assemblies. *Bioinformatics*. 27(21), 2957–2963.

Moreno J., Moral R., 2008. *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 570 pp.

Quast C., Pruesse E., Yilmaz P., Gerken J., Schweer T., Yarza P., Glöckner F.O., 2013. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research.* 41(Database issue), D590–D596. http://doi.org/10.1093/nar/gks1219

R Core Team., 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Vargas-García M.C., Andreu Rodríguez F.J., Fernández Güelfo L.A., Fernández Morales F.J., García Morales J.L., Melgar Ramírez R., Moral Herrero R., Moreno J., Suárez-Estrella F., 2014. Residuos agrícolas. En: Moreno J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A. (Eds.), *De residuo a recurso: el camino hacia la sostenibilidad.* Ediciones MundiPrensa. Madrid, España.

6. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. Proyecto AGL2015-64512.

ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO Y ESPECTROSCOPÍA NIR PARA EVALUAR EL IMPACTO OLOROSO DERIVADO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE DISTINTAS MATERIAS PRIMAS

Manuel Toledo[1], Mª Carmen Gutiérrez[1], Aida Gil[1], José Ángel Siles[1], Arturo Chica[1], Mª Ángeles Martín[1]

[1]Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química (Área de Ingeniería Química). Campus Universitario de Rabanales. Carretera N-IV, km 396, Edificio Marie Curie, 14071 Córdoba. z22topam@uco.es

RESUMEN: Este estudio evaluó el olor generado durante la primera etapa del proceso de compostaje llevado a cabo en un respirómetro dinámico y utilizando distintas materias primas, tales como: fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, residuos de cáscara de naranja, lodo de depuradora de aguas residuales, extrusionado de fresa y residuos de pescado. La combinación de la espectroscopía NIR y el análisis quimiométrico se proponen para correlacionar la composición química y las variables operacionales de cada materia prima con el olor generado durante el proceso de compostaje. Las variables operacionales en seguimiento fueron la temperatura, el índice respirométrico dinámico, el caudal de aireación, la concentración de olor y la tasa de emisión de olores. Entre los resultados más destacables, se observaron correlaciones lineales entre temperatura e índice respirométrico para cada materia prima, con intervalos de confianza entre 10% y 30%. Además, se analizaron estadísticamente las variables operacionales mediante el análisis de componentes principales con un 87% de la varianza total explicada y se agruparon las materias primas, pudiendo así identificar cada fuente de emisión de olor en función de las condiciones del proceso. Por otro lado, la espectroscopía NIR permite estimar la composición química de cada materia prima, siendo una técnica ventajosa para predecir la relación entre las emisiones de olores y las bandas de absorción. Finalmente, las emisiones de olor fueron predichas a partir de las variables operacionales por regresión multivariante, siendo la temperatura y el índice respirométrico las variables más influyentes en el olor.

PALABRAS CLAVE: Olfatometría dinámica; Emisión de olor; Espectroscopía NIR; Análisis de componentes principales; Regresión multivariante.

1. INTRODUCCIÓN

La conversión bio-oxidativa de los residuos orgánicos en una enmienda orgánica estable e higienizada es ampliamente conocida como proceso de compostaje. A pesar de las numerosas ventajas del compostaje, durante el proceso se puede emitir una cantidad considerable de olores ofensivos debido fundamentalmente a la generación de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) (Giungato y col., 2016). En este sentido, es importante diferenciar entre las materias primas en función de su impacto oloroso para poder identificarlas y minimizar dichas emisiones. El segundo borrador de la Directiva sobre residuos biológicos (Comisión Europea, 2001) destaca la importancia de reducir las emisiones de olor durante el tratamiento de los residuos orgánicos y minimizar su impacto.

La aplicación de nuevas tecnologías sería de gran ayuda para llevar a cabo la evaluación y seguimiento del proceso de compostaje. Específicamente, Gálvez-Sola y col. (2010) aplicaron la espectroscopía de infrarrojo cercano (NIR) para la gestión, trazabilidad y caracterización de la composición química de las materias primas, habiéndose demostrado que se trata de una herra-

mienta útil tanto para la investigación como para la industria (Peguero, 2010). Por otro lado, las metodologías utilizadas para estudiar las propiedades del compost generan una gran cantidad de datos. Estudios previos revelaron que los análisis quimiométricos, como el análisis del componente principales (PCA) y la regresión multivariante, son técnicas adecuadas para correlacionar datos analíticos (Costa y col., 2017). Los principales objetivos de este estudio de investigación fueron: (1) clasificar los cuatro sustratos compostables y correlacionar las variables operacionales por PCA; (2) encontrar diferencias significativas en la composición química de los sustratos por espectroscopía NIR para identificar su relación con las emisiones de olor; y (3) correlacionar variables operacionales tales como la temperatura (ºC), el índice respirométrico dinámico (DRI, mg O_2/kg VS·h) y el caudal de aireación (Q, m^3/s), mediante regresión multivariante para predecir las emisiones de olor de cada sustrato y evaluar la influencia de cada una de las variables operacionales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materias primas

Las materias primas evaluadas fueron la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (OFMSW), una mezcla de OFMSW con residuos de cáscara de naranja (OFMSW-OPW), lodo de depuradora de aguas residuales con agente estructurante (SL) y una mezcla de extrusionado de fresa, residuos de la manufactura de pescado, lodo de depuradora de aguas residuales y agente estructurante (SFWSL).

2.2. Seguimiento de las emisiones de olor y del proceso de compostaje a escala piloto

El proceso de compostaje se ha llevado a cabo en un respirómetro dinámico (Respirómetro 3022). El sistema permite la adquisición de datos de temperatura, DRI y Q. Las muestras de olor tomadas se almacenaron en bolsas de muestreo Nalophan de 8 L de capacidad y se analizaron mediante olfatometría dinámica con un olfatómetro modelo TO8 desarrollado por Odournet GmbH (Alemania).

2.3. Espectroscopía NIR

Se ha utilizado un espectrofotómetro Foss NIRSystems 6500 II para visualizar los espectros de absorbancia medida por reflectancia de cada sustrato en la región de infrarrojo cercano de 400-2500 nm. El espectrofotómetro está equipado con un módulo de transporte, un ordenador de control del equipo y el programa WinISI 1.50 que permite obtener los espectros y realizar su análisis posterior.

2.4. Análisis quimiométrico: PCA y regresión multivariante

Se ha aplicado un PCA a los datos de las variables operacionales para detectar patrones, agrupaciones y similitudes o diferencias entre los sustratos evaluados. Por otro lado, la relación entre la emisión de olor y las variables operacionales se ha evaluado mediante regresión multivariante. En este sentido, la tasa de emisión de olor (OER, ou_E s^{-1}) se ha podido predecir como función de las variables independientes predictoras (temperatura, DRI y Q).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evaluación de las emisiones de olor durante el proceso de compostaje

OER fue evaluada durante la etapa hidrolítica del proceso de compostaje. La evolución de OER con respecto al tiempo de compostaje de los cuatro sustratos se muestra en la Figura

1. Como se observa, OFMSW y OFMSW-OPW produjeron un mayor impacto oloroso que SL y SFWSL debido al alto contenido de materia orgánica en estos sustratos. La elevada biodegradación de estos sustratos produce picos de emisión de olor que se traducen en grandes cantidades de VOCs.

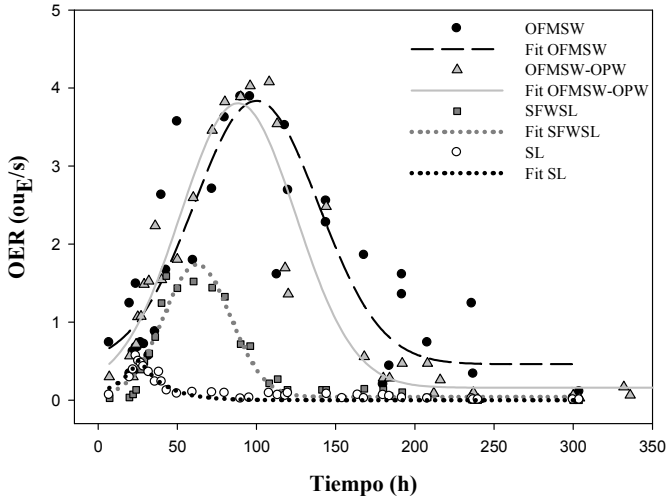


Figura 1. Evolución de la tasa de emisión durante el proceso de compostaje de cada materia prima.

3.2. Estudio de la composición química de las materias primas (Espectroscopía NIR)

La Tabla 1 muestra las diferencias significativas observadas en los espectros NIR de cada materia prima. En la banda con una longitud de onda de entre 1.400-1.550 nm se observan diferencias por el grupo funcional O-H, sin incluir agua (por ser sobre muestra seca), estando relacionado con los carbohidratos. También aparecen diferencias a una longitud de onda en el rango 2.050-2.200 nm, influido por el grupo funcional C=O y N-H constituido principalmente por proteínas. Además, las bandas entre 2.250-2.350 nm muestran la influencia del grupo C-H perteneciente a los lípidos.

Tabla 1. Diferencias significativas en los espectros NIR de cada materia prima.

Banda de absorción (nm)	Grupo funcional	Composición química	Diferencias significativas
1.250–1.350	C–H	Terpenos	OFMSW OFMSW-OPW
1.450–1.550	O–H	Carbohidratos	SFWSL SL
2.050–2.190	C=O N–H	Proteínas	SL/SFWSL OFMSW/OFMSW-OPW
2.300–2.350	C–H	Lípidos	SFWSL

3.3. Análisis quimiométrico: PCA

La Figura 2 muestra las componentes principales (PC1 y PC2) obtenidas, con un 87% de varianza total explicada. Como puede observarse las materias primas fueron claramente agrupadas, excepto el sustrato FORSU el cual presenta una mayor dispersión debido a la heterogeneidad que la caracteriza. Cabe destacar que la mezcla OFMSW-OPW reduce considerablemente la dispersión de los resultados con respecto a OFMSW en términos de impacto de olor debido al alto contenido de $_D$-limoneno en OPW.

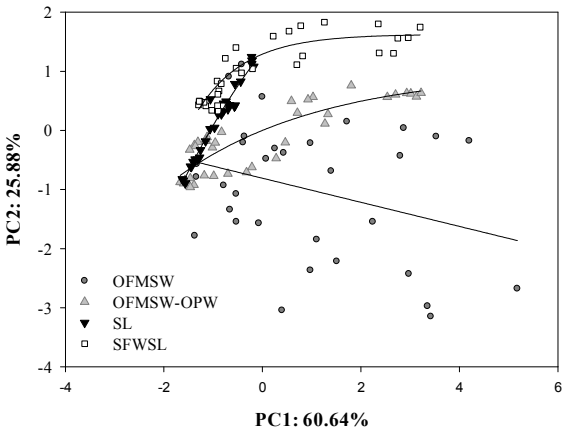


Figura 2. Análisis de componentes principales de las variables de operación del proceso de compostaje.

3.4. Análisis quimiométrico: Regresión multivariante

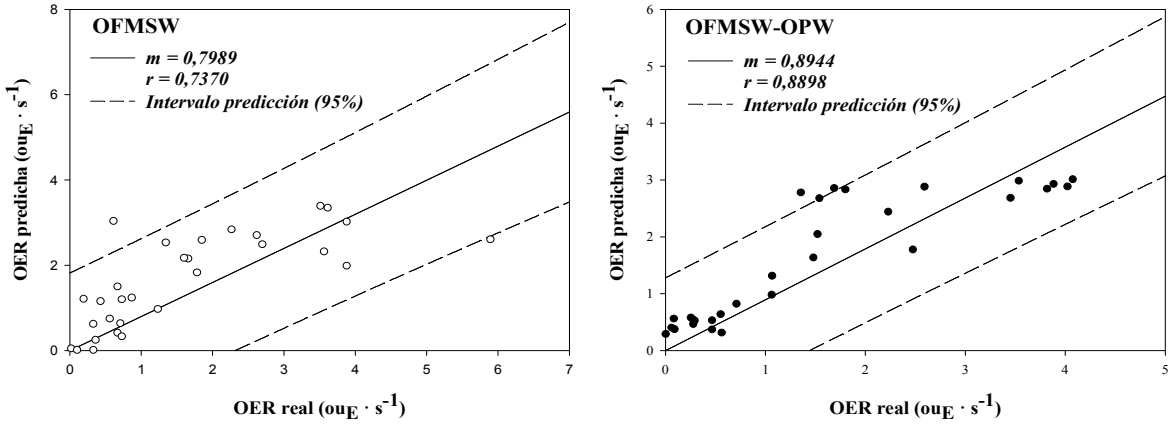


Figura 3. Predicción de la emisión de olor de las materias primas mediante regresión multivariante.

La Figura 3 muestra la predicción de las tasas de emisión de dos de los cuatro sustratos evaluados a modo de ejemplo. Como se observa, la relación entre la OER real y la OER predicha se establece con un intervalo de predicción del 95% en todos los casos. Además, las correlaciones

se ajustan a una tendencia lineal con coeficientes de regresión ® de 0,7370; 0,8898; 0,8597 y 0,7564 para OFMSW, OFMSW-OPW, SFWSL y SL, respectivamente.

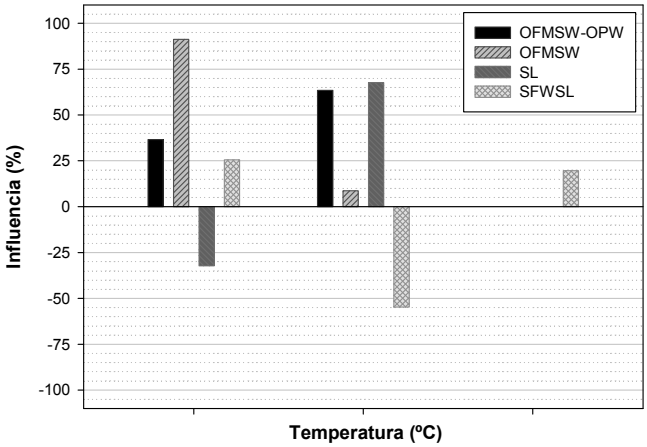


Figura 4. Influencia de DRI, temperatura y Q en la emisión de olor de cada materia prima.

La influencia de cada variable operacional sobre la predicción de la emisión de olor se muestra en la Figura 4. En el caso de OFMSW, DRI presenta una mayor influencia en la emisión de olor, lo que podría deberse a la alta biodegradabilidad del sustrato. Con respecto a OFMSW-OPW, DRI y la temperatura muestra una gran influencia en la predicción de la emisión de olor (37% y 63%, respectivamente). Cabe destacar que la temperatura puede desorber compuestos olorosos, como el $_{D}$-limoneno de la mezcla OFMSW-OPW. La emisión de olor a partir de SFWSL se ve influenciada de forma sinérgica por Q, DRI y particularmente la temperatura con respecto a las otras materias primas. Finalmente, se observa de nuevo la temperatura como una variable predominante en la generación de olor para SL.

4. CONCLUSIONES

El PCA es una herramienta estadística útil para agrupar las materias primas por su impacto odorífero, con un 87% de la varianza total explicada. La tecnología NIR ofrece información sobre la composición química de las materias primas evaluadas y permite detectar algunas de sus diferencias. Además, la regresión multivariante ha demostrado ser una herramienta adecuada para predecir la emisión de olor a partir de las variables operacionales del proceso de compostaje (temperatura, DRI y Q). Las variables más influyentes en la emisión de olor fueron DRI y temperatura en todos los casos, excepto para SFWSL que se ve influenciado por DRI, temperatura y Q.

5. BIBLIOGRAFÍA

Costa, M.S.S., Bernardi, F.H., Costa, L.A., Pereira, D., Lorin, H.E., Rozatti, M.A., Carneiro, L.J., 2017. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. *J. Clean. Prod.* 142, 2084-2092.

Giungato, P., de Gennaro, G., Barbieri, P., Briguglio, S., Amodio, M., de Gennaro, L., Lasigna, F., 2016. Improving recognition of odors in a waste management plant by using electronic noses with different technologies, gas chromatography mass spectrometry/olfactometry and dynamic olfactometry. *J. Clean. Prod.* 133, 1395-1402.

European Commission (2001). *Working Document. Biological Treatment of Biowaste, 2nd draft.* http://mie.esab.upc.es/ms/informacio/legislacio/Unio%20Europea/working%20documedo%20biowaste%202.pdf (Fecha de consulta: 10/05/ 2018).

Gálvez-Sola, L., Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Pérez-Espinosa, A., Bustamante, M.A., Martínez-Sabater, E., Paredes, C., 2010. The potential of near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for the estimation of agroindustrial compost quality. *Sci. Total Environ.* 408, 1414-1421.

Peguero, A., 2010. La espectroscopia NIR en la determinación de propiedades físicas y composición química de intermedios de producción y productos acabados (Tesis doctoral). Universitat Autónoma de Barcelona. http://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/3316/apg1de1.pdf?sequence=1 (Fecha de consulta: 11/05/2018).

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ministerio de Economía y Competitividad por la financiación de esta investigación a través del proyecto CTQ2014-60050-R y la beca F.P.I. BES-2015-071929.

APROXIMACIÓN AL CONTROL DE PROCESOS DE COMPOSTAJE MEDIANTE TÉCNICAS DE BAJO COSTE

Emma Cecilia Girón[1], Raúl Moral[2], Marga López[1], María Dolores Pérez-Murcia[2], María Ángeles Bustamante[2], Enrique Agulló[2], Encarnación Martinez-Sabater[2], José Antonio Sáez-Tovar[2]

[1]Universitat Politècnica de Catalunya, [2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, marga.lopez@upc.edu

RESUMEN: El seguimiento del proceso de compostaje industrial es difícil y costoso, debido a que existen diversas técnicas complementarias que pueden ser utilizadas para este fin. El seguimiento de parámetros clave en una pila de compostaje de restos vegetales como la densidad aparente puede ser un método práctico para el control del proceso y la obtención de compost de calidad. Junto con este parámetro, el control de la temperatura y de la humedad proporcionan información básica y fundamental. Esta metodología puede llevarse a cabo con instrumental sencillo como una báscula y un contenedor de volumen conocido para densidad aparente, una sonda de temperatura y una estufa, sin que represente un coste económico sustancial para productores, agricultores o plantas de pequeñas dimensiones y que al final el producto obtenido pueda ser utilizado dentro de la misma finca sin ningún riesgo. El estudio realizado examina el seguimiento de la densidad aparente *in situ* de acuerdo a (Huerta-Pujol y col., 2010), humedad, temperatura y la pérdida de materia orgánica y la correlación entre estos parámetros durante el proceso de descomposición hasta el final de la fase. Los resultados permitirán correlacionar la variación de los parámetros para que puedan ser utilizados como guía o metodología de fácil medida e interpretación durante el proceso de compostaje para prever la producción de un compost de calidad.

PALABRAS CLAVE: densidad aparente, estabilidad, seguimiento.

1. INTRODUCCIÓN

Las diversas actividades realizadas en los ámbitos de la sociedad repercuten en la generación de residuos de todo tipo y, por ende, en los de naturaleza orgánica. Los residuos ganaderos y agrícolas, los lodos de depuradora, los residuos agroindustriales y los residuos municipales conforman la variada tipología de residuos orgánicos generados por el conjunto de la sociedad. En la UE, el año 2014 se produjeron aproximadamente 2.500 millones de toneladas de residuos, de las cuales casi el 3,5% corresponden a residuos agrarios, y aunque el porcentaje parece muy pequeño, esto representa más de 80 millones de toneladas. Para el año 2014 en España se estimaban más de 110 millones de toneladas, de estas 8 millones de toneladas corresponden al sector agrícola (Eurostat, 2016) de las cuales no todas son consideradas como residuos, por su reutilización en la finca.

La mala gestión de los residuos orgánicos genera problemas medioambientales, originando un deterioro continuo del medio y de los recursos. La quema de residuos agrícolas provoca la emisión de gases y aumenta el riesgo de incendios, el abandono de los restos de cosecha contribuye a la propagación de plagas, los vertidos con la contaminación de agua y suelo o el abandono de estos con problemas de malos olores o problemas de salud (MAGRAMA, 2012). El compostaje es una buena alternativa para tratar los residuos orgánicos que permite reintro-

ducirlos en el entorno de manera respetuosa como enmienda orgánica. No obstante, la búsqueda de mejora de las técnicas de manejo, para minimizar el impacto provocado por la mala gestión y el control del compostaje adecuado y sencillo, son imprescindibles para avanzar en la protección del medio ambiente.

El objetivo general de este trabajo es identificar técnicas de control del proceso de compostaje para desarrollar un protocolo de seguimiento que pueda ser realizado por los propios agricultores, con el uso de instrumental sencillo, tal como el que puede tenerse en una cooperativa, a través de la determinación de parámetros relevantes. La hipótesis propuesta consiste en comprobar que los parámetros de campo, temperatura y densidad aparente en relación a parámetros de laboratorio producen información suficiente para poder ser utilizados como indicadores de control del proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales

El material a compostar fueron restos de poda triturada, procedentes del Campus Desamparados de la Universidad de Elche, en Orihuela (Alicante). El origen de los árboles era diverso (morera, hoja y tronco de palmera) y constaba principalmente de ramas y hojas, en menor medida.

2.2. Proceso de compostaje

Los restos vegetales triturados se dispusieron en una pila de sección triangular de 30 m de largo, por 2,20 m de ancho y 1,50 m de alto, que constituye aproximadamente 50 m^3 y 10.800 kg de masa, lo que arroja una densidad aparente de unos 218 kg m^{-3}. La pila se volteaba y regaba cada semana. El riego se realizaba con manguera y el volteo con una volteadora Bakus 4:28. La pila de proceso estaba asentada sobre un suelo compactado y no disponía de cubierta, quedando expuesta a los elementos. Al final del proceso se tamizó el material a 20 mm para obtener el compost. La duración total del proceso fue 205 días.

2.3. Parámetros de campo

Los parámetros de campo principales que se analizaron fueron la densidad aparente (Dap) y la temperatura durante todo el proceso. La Dap se determinó por medio de la relación de la masa respecto a un volumen conocido (Huerta-Pujol y col., 2010) con frecuencia semanal. Para facilitar la comparación y reducir el efecto de la humedad del material, también se calculó la densidad aparente seca. La temperatura se midió con sondas de temperatura en diferentes puntos y profundidades.

2.4. Parámetros en laboratorio

Para el seguimiento de la evolución de otros aspectos del proceso se determinó la humedad mediante la gravimetría indirecta por secado a 105ºC hasta obtener peso constante. Sobre la muestra seca y triturada se determinó el pH y la conductividad eléctrica (CE) mediante extracto acuoso en una proporción de 1/10 (p V^{-1}), el nitrógeno y carbono orgánicos (Norg y Corg) por microanálisis al calcinar la muestra a 1020 °C en un analizador elemental, la materia orgánica total (MOT) por calcinación a 450 ºC por 24 h, y el grado de estabilidad química (GE) mediante el método de la doble hidrólisis sulfúrica (López y col., 2010), en el que se determina la relación entre la materia orgánica resistente (MOR) respecto la MOT.

2.5. Análisis de datos

Se estudió la correlación de Pearson entre la Dap y el resto de parámetros con un nivel de significación para p=0,01 (**) y p=0,05 (*).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Parámetros de campo

La Figura 1 muestra la evolución de la temperatura y de la densidad aparente y se identifican algunas operaciones como el volteo. Los parámetros de campo se monitorizaron hasta los 205 días.

3.1.1. Temperatura

La temperatura durante la fase bio-oxidativa, que duró 206 días, superó los 60 ºC durante 9 días y la temperatura máxima alcanzada fue de 72,8 ºC, lo que garantiza la higienización del material. La temperatura mínima fue de 18,8 ºC, coincidiendo con una época de lluvias intensas, que provocó un exceso de agua en el material que pudo contribuir a reducir la difusión de aire por la pila y en consecuencia limitar el aumento de temperatura por baja actividad microbiológica de la flora aeróbica.

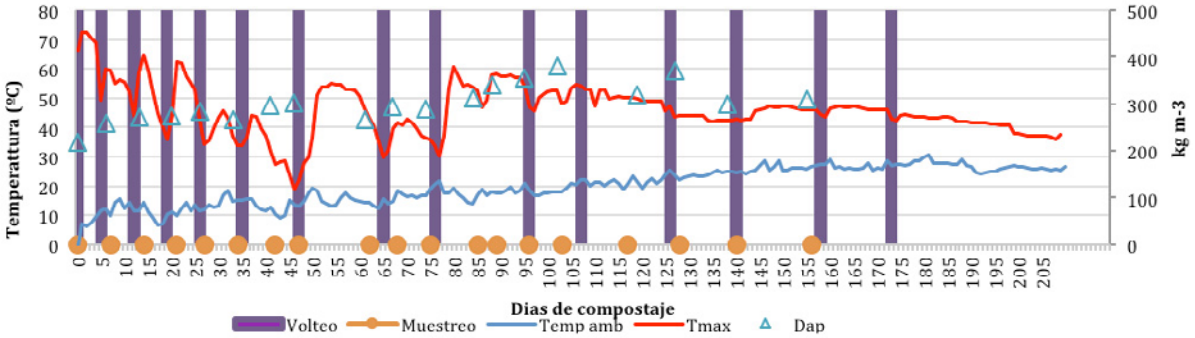


Figura 1. Evolución de la temperatura y de la densidad aparente de la pila de compostaje e identificación de los volteos y los muestreos

3.1.2. Densidad aparente, volumen y masa

La densidad aparente inicial determinada a partir de las muestras fue de 218 kg m^{-3} y al final del seguimiento de estos parámetros, a los 156 días, de 310 kg m^{-3}. La Dap seca presenta valores inferiores pero con mayor diferencia entre el inicio y el final del proceso, pasando de 107 kg m^{-3} a 261 kg m^{-3}. El volumen de la pila disminuye de los 50 m^3 hasta los 17 m^3, que representa un 66 %, de acuerdo con las observaciones de algunos autores que consideran reducciones entre el 60-80% (Pognani y col., 2012; Zhang and Matsuto, 2010, 2011). La mayor parte de la pérdida de volumen sucede hasta el día 85, donde se alcanza el 75 % de la pérdida total (el 49,5 %), que representa poco más de la mitad la duración del proceso total. A partir de la relación entre estos tres parámetros, se puede establecer que la pérdida total de masa es del 52 % (de 10.800 kg a 5.170 kg).

3.2. Parámetros de laboratorio

3.2.1. Humedad, pH y CE

El rango de humedad durante el proceso se mantuvo entre 48% y 55%, adecuados para mantener la actividad microbiológica aeróbica de la pila y consecuentes con las características meteorológicas. Sin embargo, hacia el final del proceso, y de acuerdo con la reducción del riego, disminuyó hasta el 20 %, lo que facilita la operación de tamizado.

El pH alcanza al final un valor de 7,8 y la CE de 4,6 dS m^{-1}, ambos coherentes con valores de compost de restos vegetales. La CE incrementa desde 2,7 dS m^{-1}, por lo que aun siendo un valor bajo al final se aprecia el incremento con el proceso, atribuible a la mineralización de la materia orgánica.

3.2.2. MOT, Corg, Norg y GE

El contenido sobre materia seca, la MOT evoluciona desde el 75 % al inicio del proceso hasta el 56 % al final, suponiendo una pérdida del 58 % del contenido inicial; al cabo de 34 días se perdió el 75% de la pérdida total. Por su parte, el Corg evoluciona del 39,6 % al 29,7 %, proporcional a la pérdida de MOT. El Norg experimenta un aumento del 1,5 % al 1,8 %, que concuerda con la conservación de este nutriente por una relación C/N inicial de 27, muy cercana al ideal de 30. El GE aumenta del 38,3 % al 45,7%, lo que supone un incremento muy discreto y no alcanzar el 50 % considerado como mínimo de una muestra estable, y por tanto indica que el proceso no aún no ha terminado, aunque la temperatura, tomada como referencia para final de proceso, alcanzara valores ambientales.

3.2.3. Correlaciones entre parámetros

La densidad aparente presentó correlaciones positivas significativas con el GE (0,438**), la CE (0,353**) y Norg (0,679**), mientras que fueron negativas para humedad (-0,285*), MOT (-0,628**), MOR (-0,509*) y Corg (-0,553**). Así, a mayores valores de Dap mayor GE y menor MOT, lo que indica que el aumento de la Dap estaría relacionado con materiales más estables. Cabría esperar que la relación de la Dap con la H fuera positiva, de manera que cuanto más húmedo esté el material, mayor Dap, sin embargo, el resultado hallado podría indicar que en este caso el aumento de la Dap está más relacionado con la disminución de partícula (no determinado) que se produce de forma normal en un proceso de compostaje, que no por la humedad, que se mantuvo alrededor del 50 %.

Otras correlaciones destacables son entre MOT y H (0,556**), que probablemente indicaría que las muestras más jóvenes tienen mayor humedad, justificando también la relación de la MOT y la MOR con la CE (-0,726** y -0,623**, respectivamente), donde la CE aumenta con el tiempo por mineralización de la MOT.

4. CONCLUSIONES

— La densidad aparente ha mostrado ser un parámetro indicador de la evolución del proceso a partir de su relación con parámetros de laboratorio como la MOT o el GE. La Dap se puede determinar con metodología sencilla y requiere de pocos recursos, por lo que cumpliría con el objetivo. Una mayor densidad presenta una mayor degradación de la MOT y por lo tanto un mayor GE para el producto final. No obstante, sería necesario estudiar la evolución en más

materiales para desarrollar curvas específicas, ya que la Dap está relacionada con el tamaño de partícula y este, a su vez, con la naturaleza de la materia prima.

— Es necesario mantener el parámetro de humedad controlado, principalmente para que el proceso continúe de manera adecuada durante la descomposición, mientras que en la fase final se puede mantener valores más bajos para facilitar el manejo. Por otra parte, humedades extremas pueden afectar el valor de la Dap, pero los resultados indican que, en el margen en que se ha llevado a cabo el proceso, la humedad no es influyente.

5. BIBLIOGRAFÍA

Eurostat Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/database.[Fecha de consulta: 2/10/2018]

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. *Bioresour. Technol*. 101, 995–1001.

López M., Huerta-Pujol O., Martínez F.X, Soliva M., 2010. Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 55 (2):171-181

MAGRAMA, 2012. Producción y consumo sostenibles y residuos agrarios. Disponible en www.miteco.gob.es/images/es/Residuos%20agrarios_tcm30-193059.pdf [Fecha de consulta: 2/10/2018]

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 Manag*. 32, 799–805. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.018

Zhang H., Matsuto T., 2010. Mass and element balance in food waste composting facilities. *Waste Manag*. 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 Manag*. 31, 416–422.

CARACTERIZACIÓN METAGENÓMICA FÚNGICA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS HORTÍCOLAS

Anny Camelo Castillo, Francisca Suárez-Estrella, María José López, Juan Antonio López-González, Macarena del Mar Jurado, Joaquín Moreno

Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, anjo134@ual.es

RESUMEN: Durante años, los estudios enfocados a la caracterización del micobioma en procesos de compostaje, se han visto limitados al uso de técnicas cultivables. Por este motivo, el objetivo de este estudio, fue determinar la microbiota fúngica presente en el proceso de compostaje de residuos hortícolas, utilizando aproximaciones metagenómicas en diferentes fases del proceso. Para ello, fueron tomadas 54 muestras totales, que provenían de 3 plantas de residuos hortícolas de invernaderos diferentes, pertenecientes a la zona de Almería y alrededores. El muestreo fue realizado durante 6 etapas importantes del proceso y por triplicado. Se extrajo ADN de las muestras y se amplificó un fragmento de la región ITS2. Los amplicones fueron secuenciados por medio de la plataforma MiSeq PE300 de Illumina y los resultados obtenidos fueron analizados, mediante el uso del software Qiime (Caporaso y col., 2010) y R v3.4.4. La diversidad fúngica varió de acuerdo al tipo de materia prima y las condiciones de operación en cada planta y las especies predominantes observadas, pertenecían en su mayoría a los phyla Ascomycota y Basidiomycota. Este estudio pionero, nos permite determinar y comparar la dinámica de la comunidad fúngica presente, en plantas de compostaje a gran escala.

PALABRAS CLAVE: Microbiota no cultivable, Biodiversidad, Micobioma

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje comprende la biotransformación de la materia orgánica, mediada por la acción de una comunidad microbiana compleja, donde se incluyen los hongos y que se ve influenciada por algunos factores como son el tipo y cantidad de nutrientes, el contenido de agua, la temperatura, el pH y la aireación, entre otros (Hiraishi y col., 2003; Anastasi y col., 2005).

Los hongos tienen un papel importante durante el proceso de compostaje, ya que descomponen diferentes compuestos poliméricos, gracias a la acción de enzimas extracelulares (De Gannes y col., 2013) y además, algunas especies son capaces de crecer bajo condiciones ambientales extremas (Langarica-Fuentes y col., 2014). El uso de residuos agrícolas, donde se incluyen los residuos hortícolas, tiene un gran potencial tanto cuantitativamente, como por sus características propias, que permite que sean transformados desde residuo a recurso (Vargas-García y col., 2014). El compostaje con este tipo de material, es una opción respetuosa con el medio ambiente, generando un producto final útil en la recuperación de suelos contaminados y muy útil desde el punto de vista agronómico.

Es importante conocer la comunidad fúngica presente durante el compostaje, tanto para la mejora del proceso como tal, como para calidad del producto final obtenido. Es aquí donde los enfoques genómicos, son una gran ayuda en la búsqueda de la caracterización de la microbiota fúngica. Por ello, nuestro objetivo principal, fue identificar la comunidad de hongos asociada al proceso de compostaje de residuos hortícolas, mediante el uso de herramientas metagenómicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Estrategia de muestreo

Las muestras fueron recolectadas en 3 plantas de tratamiento para Residuos Hortícolas diferentes (RV). Estas plantas estaban ubicadas en los municipios de El Ejido (RV1), La Mojonera (RV2) y El Ejido (RV3) en Almería. Para el muestreo, se tomaron muestras de 6 puntos críticos del proceso, en base a la evolución de la temperatura durante el mismo. Es así como se diferenciaron las fases: materia prima (MPR), mesofílica (MES), termofílica (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF). Para cada uno de estos puntos se tomaron 9 muestras, tanto de superficie, como de varias profundidades de la pila. Las muestras fueron mezcladas a partes iguales, con el objetivo de obtener una muestra homogénea y representativa, esta muestra a su vez, fue dividida en tres porciones consideradas como réplicas analíticas.

2.2. Aislamiento del ADN fúngico, preparación de la librerías y secuenciación

En total, se tomaron 54 muestras, 18 por planta de compostaje, correspondientes a las fases (MPR, MES, TER, ENF, MAD y PRF), procesadas por triplicado. Se utilizó el kit DNeasy PowerSoil DNA isolation kit (Qiagen) para la extracción del ADN y se amplificó por PCR, usando los cebadores ITS86F (5' GTG AAT CAT CGA ATC TTT GAA 3') (Turenne y col., 1999) e ITS4 (5' TCC TCC GCT TAT TGA TAT GC 3') (White y col., 1990), incluyendo controles negativos tanto del proceso de extracción, como de las PCR. Finalmente las muestras fueron mezcladas en partes iguales y secuenciadas en un MiSeq PE300 (Illumina) por el servicio de secuenciación de AllGenetics & Biology SL (La Coruña, España).

2.3. Análisis de Datos

Se usó el software FLASH (Magoc y Salzberg, 2011) para ensamblar las lecturas R1 y R2. Para el análisis de los FASTQ se utilizó "Quantitative Insights into Microbial Ecology" (QIIME) v1.9.0 (Caporaso y col., 2010), con un umbral de calidad (Phred:>20). Las quimeras se eliminaron con UCHIME con referencia la base de datos UNITE V:7.2. 01-Dec-2017 release (Kõljalg y col., 2013). La asignación taxonómica se realizó empleando la metodología open-reference, con el algoritmo UCLUST y un umbral de confianza del 97%. Los pasos de filtrados de OTUs incluían la eliminación de Singletons, la eliminación de las OTUs con baja abundancia en el total de secuencias (por debajo del 0,005) y la eliminación de las OTUs con baja abundancia en cada una de las muestras (por debajo del 0,1%). Se realizó un análisis preliminar con las 54 muestras que conformaban el estudio. Pero, para el procesamiento y visualización final de los datos, los triplicados fueron concatenados en 18 muestras finales, 6 muestras para cada una de las plantas de compostaje, correspondientes a cada fase del proceso.

Tanto los índices de diversidad y riqueza Shannon, Chao, Simpson, ACE, como las curvas de rarefacción, se calcularon con submuestreos de 29000 secuencias para cada una de las muestras. Exceptuando la muestra de producto final en la planta de residuos vegetales 1 (RV1PRF), en la cual tras el procesamiento de los resultados solo se obtuvieron un total de 2900 secuencias. Por ello, aunque esta muestra fue incluida en los gráficos, es excluida de la interpretación al no alcanzar la suficiente profundidad de secuenciación. La diversidad beta se calculó con matrices de distancia UniFrac visualizadas con análisis de coordenadas principales (PCoA). Además, se usó el software R v2.15.2 (The R Foundation for Statistical Computing), con los paquetes Vegan, ade4 y gplots y el software MicrobiomeAnalyst, para observar las diferencias taxonómicas, análisis estadísticos y generar gráficos comparativos entre muestras. Los géneros por debajo del 1% de abundancia relativa, fueron agrupados como "Others" al momento de realizar los gráficos finales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras filtrar las secuencias por calidad y eliminar las quimeras, se obtuvieron 2404536 secuencias totales, con un promedio de lecturas por muestra de 133.585. Con las curvas de rarefacción obtenidas (Figura 1) y los resultados obtenidos para los índices de diversidad y riqueza fúngica (datos no mostrados), se puede observar que la diversidad fúngica fue mayor en las muestras RV3MES, RV2ENF y RV2MAD. Mientras que las fases con menor diversidad fueron RV3PRF, RV-2MAD, RV1MAD y RV1MPR.

Tras comparar la abundancia de los grupos taxonómicos en las 3 plantas, se observaron grandes diferencias en la mayoría de las fases (Figura 2). Excepto, en la fase de materia prima, donde la composición fúngica estuvo dominada por especies pertenecientes al género *Cladosporium*, con un 83,7% de abundancia relativa en la planta RV1, 88,5% en RV2 y 78,3% en RV3. Por otro lado, en la planta RV1 en la fase de enfriamiento (RV1ENF) se observó un gran predominio del orden *Saccharomycetales* (96,5%), que no se observó en ninguna de las otras fases, ni plantas. Aunque no pudimos discriminar a que géneros se asignaban estas secuencias, incluso usando la última versión de la base de datos de UNITE. Así mismo, para la fase de maduración (RV1MAD), la mayoría de las secuencias fueron asignadas al género *Microascus* (90,2%) en comparación con las plantas RV2MAD (38,9%) y RV3MAD (9,47%).

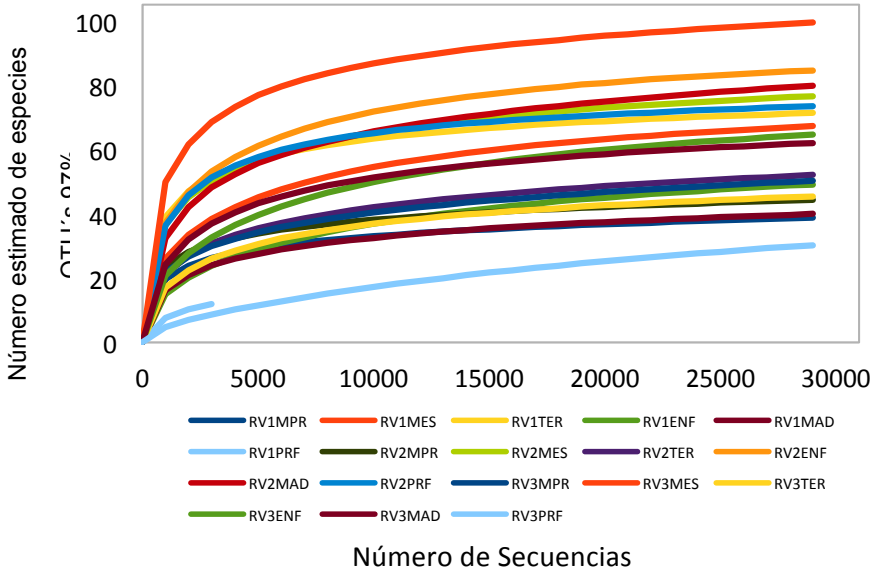


Figura 1. Curvas de rarefacción de las fases MPR, MES, TER, ENF, MAD, y TER en las plantas RV1, RV2 y RV3.

En el caso de la fase de producto final de RV2 *Cladosporium* es el género más abundante con un 65,4% de secuencias, comparadas con el 0,0% y 0,12% obtenidos para las plantas RV1 y RV3, respectivamente. Asimismo, en la fase termófila de la planta RV3 se observó un predominio del género *Wallemia* (91,7%), frente a un 4,5% en RV1 y un 0,2% para RV2. Por último, en las fases ENF, MAD y PRF de la planta RV3, la composición fúngica estuvo dominada por especies pertenecientes a la familia *Plectosphaerellaceae*, con una abundancia relativa de 87,68%, 80,45% y 99,47% respectivamente, al igual que en la fase TER de la planta RV2 (63,8%).Cuando las muestras individuales se agruparon de acuerdo con su perfil de composición fúngica (PCOa-Gráfico no mostrado) las muestras de materia prima se asociaron entre sí, formando un cluster aparte que

no se repitió con ninguna de las otras fases, aun cuando en principio el material de partida para todos los procesos fue el mismo, es decir, residuos de tipo hortícola.

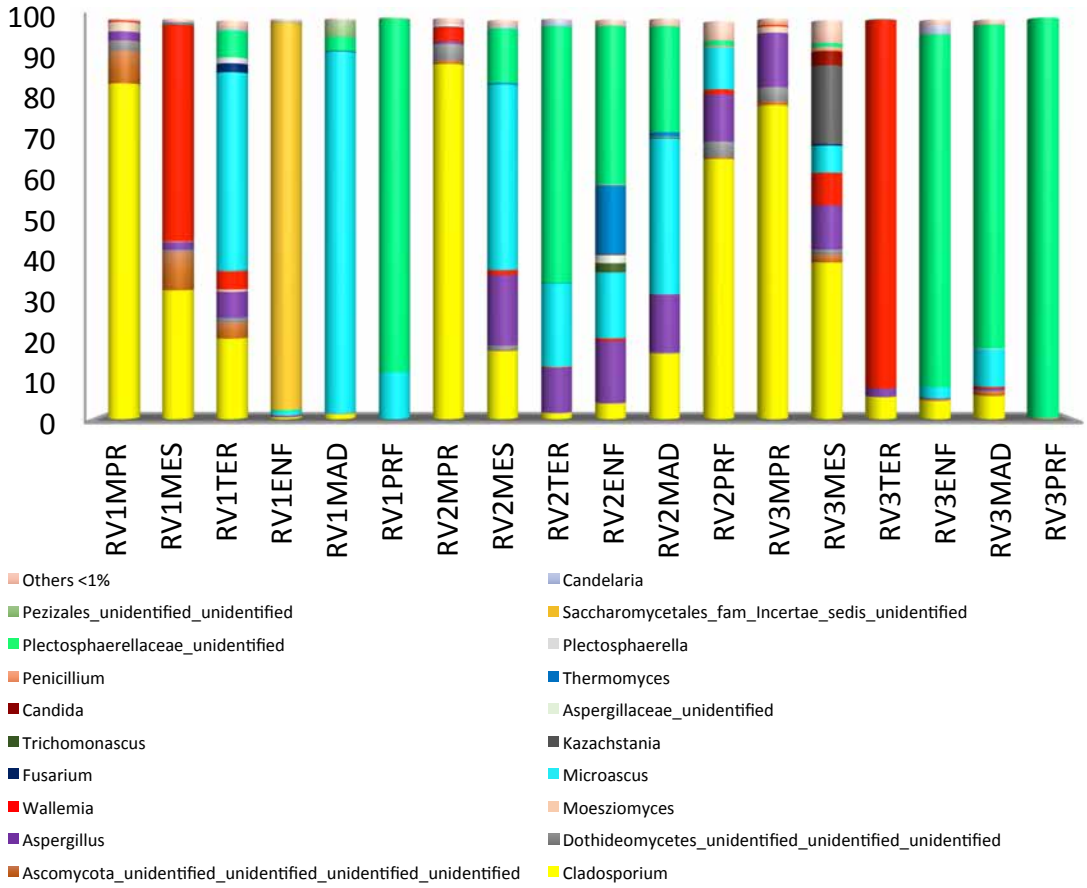


Figura 2. Composición taxonómica fúngica de las diferentes fases del proceso para cada una de las plantas hortícolas RV1, RV12 y RV3

4. CONCLUSIONES

En conclusión, es la primera caracterización de la microbiota fúngica con técnicas metagenómicas, realizada en tres plantas de compostaje a gran escala y utilizando como materia prima residuos hortícolas.

De forma global, podemos observar que claramente la diversidad y riqueza de los hongos, se ve influenciada por las condiciones propias de operación en cada una de las plantas de compostaje. Aunque cabe resaltar, que, aun siendo residuos hortícolas provenientes de distintas fuentes, la microbiota fúngica en la fase inicial del proceso es muy similar entre sí.

5. BIBLIOGRAFÍA

Anastasi A., Varese G.C., Marchisio V.F., 2005. Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost. *Mycologia*. 97 (1), 33-44.

Caporaso J.G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F.D., Costello E. K., Knight R., 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nat. Methods*. 7(5), 335–336. http://doi.org/10.1038/nmeth.f.303.

De Gannes V., Eudoxie G., Hickey W.J., 2013. Insights into fungal communities in composts revealed by 454-pyrosequencing: implications for human health and safety. *Front. Microbiol*. 4,164. doi: 10.3389/fmicb.2013.00164

Hiraishi A., Narihiro T., Yamanaka Y.Y., 2003. Microbial community dynamics during start-up operation of flowerpot-using fed-batch reactors for composting of household biowaste. *Environ. Microbiol*. 5 (9), 765-76.

Kõljalg U., Nilsson R.H., Abarenkov K., Tedersoo L., Taylor A.F.S., Bahram M., Bates S.T., Bruns T.D., Bengtsson-Palme J., Callaghan T.M., Douglas B., Drenkhan T., Eberhardt U., Dueñas M., Grebenc T., Griffith G.W., Hartmann M., Kirk P.M., Kohout P., Larsson E., Lindahl B.D., Lücking R., Martín M.P., Matheny P.B., Nguyen N.H., Niskanen T., Oja J., Peay K.G., Peintner U., Peterson M., Põldmaa K., Saag L., Saar I., Schüßler A., Scott J.A., Senés C., Smith M.E., Suija A., Taylor D.L., Telleria M.T., Weiß M., Larsson K.H., 2013. Towards a unified paradigm for sequence-based identification of Fungi. Molecular Ecology, DOI: 10.1111/mec.12481.

Langarica-Fuentes A., Zafar U., Heyworth A., Brown T., Fox G.T., Robson G.D., 2014. Fungal succession in an in-vessel composting system characterized using 454 pyrosequencing. *FEMS Microbiol. Ecol*. 88 (2), 296-308.

Magoč T., Salzberg S.L., 2011. FLASH: fast length adjustment of short reads to improve genome assemblies. *Bioinformatics*. 27(21), 2957–2963.

R Core Team., 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,Austria. URL http://www.R-project.org/.

Turenne C.Y., Sanche S.E., Hoban D.J., Karlowsky J.A., Kabani A.M., 1999.Rapid identification of fungi by using the ITS2 genetic region and an automated fluorescent capillary electrophoresis system. *J. Clin. Microbiol.* 37, 1846–1851.

Vargas-García M.C., Andreu Rodríguez F.J., Fernández Güelfo L.A., Fernández Morales F.J., García Morales J.L., Melgar Ramírez R., Moral Herrero R., Moreno J., Suárez-Estrella F., 2014. Residuos agrícolas. En: Moreno J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A. (Eds.), *De residuo a recurso: el camino hacia la sostenibilidad*. Ediciones MundiPrensa. Madrid, España.

White T,J., Bruns T., Lee S., 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. En: Innis MA (Eds) PCR protocols: a guide to methods and applications. Academic Press, San Diego, pp. 315–322.

6. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. Proyecto AGL2015-64512-R.

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS: USO DE ANÁLISIS TÉRMICO Y ESPECTROSCOPÍA DE FLUORESCENCIA EN LA DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL PROCESO Y DEL PRODUCTO

Encarnación Martínez-Sabater1, María Dolores Pérez-Murcia[1], Miguel Ángel Domene[2], Alicia María González Céspedes[2], María Ángeles Bustamante[1], Frutos Carlos Marhuenda-Egea[3], Xavier Barber[4], David Bernardo López-Lluch[5], Raúl Moral[1]

[1]Departamento Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Estación Experimental Cajamar Las Palmerillas, Santa María del Águila, Almería, [3]Departamento Agroquímica y Bioquímica, Univ. Alicante, Ap. 99, 03080-San Vicente del Raspeig (Alicante), [4]Centro de Investigación Operativa, CIO-UMH, Universidad Miguel Hernández, Avda. Universidad s/n, 03202-Elche (Alicante), [5]Departamento de Econ. Agroambiental, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), enkarnims@hotmail.com

RESUMEN: La industria agroalimentaria se sitúa en el centro de la economía circular puesto que la valorización de sus flujos residuales es una oportunidad significativa. En este sentido, el co-compostaje de materiales residuales permite obtener fertilizantes y propiedades de valor añadido. En este trabajo se plantearon 6 procesos de co-compostaje de tipo avanzado usando lodo de la industria EDARI y diferentes residuos vegetales (pimiento, tomate, ajo, puerro, poda aguacate) a escala compostera. Se utilizaron técnicas tradicionales y avanzadas del tipo fluorescencia de excitación-emisión (EEM) y técnicas gravimétricas (TG, DTG y DTA) para estudiar la evolución de la materia orgánica y evaluar la calidad del compost obtenido. Se observó, mediante fluorescencia, una gran disminución en la intensidad de los picos asociados a moléculas tipo-proteico en el compost final, indicando que se ha producido una degradación preferencial de moléculas que probablemente son péptidos con residuos aromáticos. Se observó un aumento de los picos asociados a moléculas tipo húmico y fúlvico al final del proceso de compostaje. Se obtuvo un modelo PARAFAC optimizado para tres componentes (asociados a proteínas, ac. húmicos y ac. fúlvicos). A nivel térmico, para todas las pilas se observó un aumento de los parámetros R1 y R2, indicando un proceso de degradación de compuestos lábiles (vg. carbohidratos y proteínas) llegando a ser el material más recalcitrante el predominante al final del proceso. El aumento del parámetro R2 está asociado al aumento de la concentración de material que necesita más energía para su descomposición, por tanto más refractante.

PALABRAS CLAVE: lodo agroalimentario, compost, termogravimetría, EEM, PARAFAC

1. INTRODUCCIÓN

Los lodos procedentes de la industria agroalimentaria presentan unas características similares a las de los lodos procedentes de residuos municipales, excepto por la ausencia de metales pesados u otros constituyentes tóxicos. Están constituidos principalmente por materia orgánica de origen vegetal, con un gran potencial para usos agrícolas debido a su elevado contenido en nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo. Una alternativa para gestionar y valorizar este residuo es mediante su compostaje, proporcionando un compost estable, maduro, libre de microorganismos patógenos y adecuado para uso en agricultura. Sin embargo, estos residuos pueden contener una elevada cantidad de polifenoles, que interfieren en la determinación de algunos parámetros claves en la calidad de los compost que se analizan mediante técnicas clásicas, como los índices de humificación (Torres-Climent y col., 2015).

Las técnicas instrumentales avanzadas utilizadas en este trabajo (análisis térmico y espectroscopia de fluorescencia) han sido utilizadas con éxito en los últimos años para caracterizar la transformación de la materia orgánica en procesos de compostaje. Mediante las técnicas TG (termogravimetry), DTG (Differential Thermal Gravimetry) y DTA (Differential Thermal analysis) se obtienen índices de refractancia/termolabilidad que proporcionan una importante información sobre la estructura del compost final. Por otra parte, la espectroscopia de fluorescencia mediante EEM (excitation-emission matrix) acoplada al modelo PARAFAC es una técnica muy útil para obtener una huella dactilar de los compuestos químicos presentes en la materia orgánica soluble fluorescente. El objetivo de este trabajo fue evaluar la transformación de la materia orgánica durante el proceso y determinar la calidad de los compost finales en diferentes estrategias de co-compostaje de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales (EDARI) con diferentes mezclas binarias y ternarias de residuos de la industria agroalimentaria mediante la utilización de estas técnicas instrumentales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos de co-compostaje de 6 mezclas diferentes utilizando el lodo procedente de la depuración de aguas residuales de la industria agroalimentaria (EDARI) como ingrediente común (Tabla 1). Los procesos se desarrollaron en la planta de compostaje del Campus de la UMH en Orihuela, en composteras de 350L, con volteo periódico manual, control de la temperatura y humedad, que se mantuvo en el rango óptimo (60-70%). Los estudios se realizaron en una muestra representativa del inicio y de la fase de madurez del proceso de compostaje para cada una de las pilas.

Tabla 1. Composición de las composteras en % s.m.f.

	Ingrediente 1	Ingrediente 2	Ingrediente 3
GVA 26	Lodo EDARI (70%)	Sarmiento Vid (30%)	--
GVA 27	Lodo EDARI (70%)	Tallo Ajo (30%)	--
GVA 28	Lodo EDARI (34%)	Hoja Aguacate (33%)	Pimiento (33%)
GVA 29	Lodo EDARI (34%)	Sarmiento Vid (33%)	Pimiento (33%)
GVA 31	Lodo EDARI (34%)	Sarmiento Vid (33%)	Tomate (33%)
GVA 34	Lodo EDARI (34%)	Puerro (33%)	Sarmiento Vid (33%)

El estudio mediante análisis térmico se realizó como se detalla en Martín-Mata y col., (2016). Para realizar el análisis mediante fluorescencia las muestras se prepararon y se realizaron las medidas para obtener los mapas de contorno de los espectros de excitación-emisión (EEM) como se expone en Martín-Mata y col. (2015). Se realizó un preprocesado de los datos mediante una técnica de “excitación-interpolación”, para minimizar efectos Rayleigh y Raman en los datos EEM. Se utilizó el modelo PARAFAC con el fin de obtener un número de fluoróforos (o componentes) que van a representar dicha matriz de datos. Esto se estableció con el diagnóstico CORCONDIA, cuyo valor debe estar próximo a 100% para que el modelo sea válido. Se realizó un análisis estadístico Anova de un factor (tiempo inicial frente a tiempo final) para cada tipo de compostaje (compostera) y un análisis general lineal multivariante GLM usando las variables tipo de compostaje (TC) y tiempo. En los casos en que la F-ANOVA mostró cierta significación, se empleó la prueba Tukey-b como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre medias

específicas, mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los termogramas obtenidos del análisis térmico se pueden observar dos picos exotérmicos, que corresponden a la degradación de materia orgánica, siendo los perfiles similares para todas las composteras (Figura 1). La figura muestra la transformación de la materia orgánica al inicio y al final del proceso de compostaje. El pico que aparece en el rango de temperaturas más bajo se atribuye a la combustión de carbohidratos y compuestos fácilmente biodegradables. Por otra parte, el pico que aparece en el intervalo más alto de temperatura se atribuye a sustancias aromáticas complejas y de alto peso molecular, como la lignina, que requieren más energía para su descomposición.

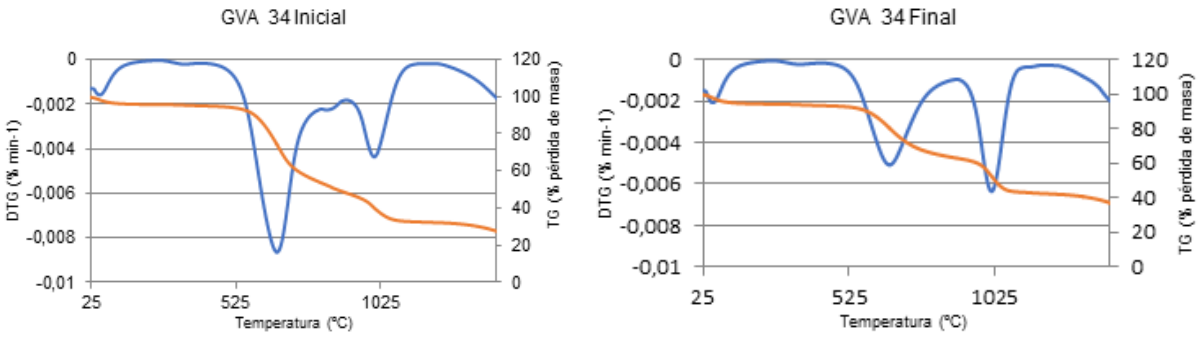


Figura 1. Curvas TG y DTG obtenidos del análisis térmico para GVA 34.

El parámetro R1 es la relación de pérdida de masa que existe entre el segundo intervalo de temperatura y el primero. Los perfiles DTA muestran también dos picos exotérmicos e indican la energía que se libera en la combustión de la muestra según su estabilidad térmica, siendo el parámetro R2 la relación de las áreas entre el segundo pico y el primero. Se observó un aumento significativo del parámetro R1 al final del proceso de compostaje para todas las composteras, de más del 100% en el caso de las GVA 29, 31 y 34 (Tabla 2). Este aumento indica una mayor cantidad relativa de compuestos más estables en las muestras finales de compost. El parámetro R2 aumentó también al final del proceso para todas las composteras, excepto para la GVA 26. El mayor porcentaje de aumento (67%) se observó en la compostera GVA 27.

En el análisis de fluorescencia el método de validación reveló tres componentes para las pilas estudiadas en los siguientes pares de longitudes de onda de excitación/emisión: Componente 1 (ex/em = 315/430 nm), componente 2 (ex/em = 280/360 nm), y componente 3 (ex/em = 360/448 y ex/em = 270/446 nm). El componente 2 se atribuye a sustancias tipo proteína y los componentes 1 y 3 se asocian a sustancias tipo ácido húmico (AH) y ácido fúlvico (AF) (Martín-Mata y col., 2015). En la tabla 2 se puede observar que se produce una disminución significativa del % de florescencia asociado al componente 2 (material proteico) para todas las composteras, con una disminución alrededor del 70% en el caso de las GVA 29, 31 y 34. El % de los componentes 1 y 3 aumenta al final del proceso para todas las composteras, indicando un incremento de sustancias de tipo húmico y fúlvico.

Tabla 2. Parámetros analizados al inicio (I) y al final (F) del proceso de compostaje para las composteras estudiadas.

	Fluorescencia			Análisis Térmico	
Muestra	**Comp 1 (%)(tipo AH y AF)**	**Comp 2 (%) (proteinas)**	**Comp 3 (%)(tipo AH y AF)**	**R1**	**R2**
GVA 26 I	20,4a	67,8b	12,4a	0,33a	0,81a
GVA 26 F	39,4b	35,1a	26,1b	0,36b	0,69a
Fanova	*518****	*746****	*761****	*100***	*8,2**
GVA 27 I	28,6a	45,5b	26,5a	0,27a	0,61a
GVA 27 F	43,8b	21,4a	34,9a	0,48b	1,02b
Fanova	*38***	*54***	*3,3ns*	*845****	*26***
GVA 28 I	35,2a	36,0b	29,5a	0,42a	0,85a
GVA 28 F	43,9b	26,2a	30,5a	0,66b	1,18b
Fanova	*55***	*39***	*0,2ns*	*498****	*62***
GVA 29 I	37,5a	37,1b	26,1a	0,28a	0,77a
GVA 29 F	52,1b	11,3a	37,2a	0,69b	1,17b
Fanova	*31***	*131****	*15**	*756****	*35***
GVA31 I	35,6a	43,4b	21,6a	0,28a	0,85a
GVA 31 F	52,0b	13,4a	35,3b	0,60b	1,13a
Fanova	*67***	*392****	*40***	*542****	*19**
GVA 34 I	32,2a	47,6b	20,8a	0,33a	0,63a
GVA 34 F	52,7b	13,8a	34,0b	0,66b	1,01b
Fanova	567***	1628***	65**	470***	32**

Tabla 3. Análisis General Multivariante.

	Fluorescencia			Análisis Térmico	
Tipo de compostaje (TC)	**Comp 1 (% AH y AF)**	**Comp 2 (%proteinas)**	**Comp 3 (%AH y AF)**	**R1**	**R2**
GVA 26	29,9a	51,4d	19,2a	0,34a	0,75a
GVA 27	36,2b	33,4c	30,7b	0,37b	0,82a
GVA 28	39,5c	31,1bc	30,0b	0,54e	1,01b
GVA 29	44,8d	24,2a	31,6b	0,48d	0,97b
GVA 31	43,8d	28,4b	28,4b	0,44c	0,99b
GVA 34	42,5cd	30,7bc	27,4b	0,49d	0,82a
MGLM*	38***	94***	12***	164***	13***
Tiempo					
Inicial	31,6a	46,2b	22,8a	0,32a	0,76a
Final	47,3b	20,2a	33,0b	0,58b	1,03b
MGLM*	449***	1069***	90***	2922***	121***

En el análisis multivariante se observaron diferencias significativas al comparar todas las composteras (Tabla 3). Tanto para el componente 1 como para el parámetro R1 se encontraron diferencias entre mezclas binarias y ternarias, con valores más elevados de estos parámetros para los procesos ternarios al final del proceso. Esto indica que se ha producido una buena estabilización de la materia orgánica en estas mezclas.

Si se compara el inicio y el final del proceso se encuentran diferencias bastante significativas para el componente 2 y el parámetro R1. El componente 2 (asociado a proteínas) disminuyó un 56% al final del proceso, mientras que R1 aumentó un 81% al final del compostaje. La disminución del componente 2 indica una degradación de sustancias tipo proteína, más lábiles y más disponibles para los microorganismos.

4. CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la transformación de la materia orgánica en los 6 procesos de co-compostaje estudiados puede ser evaluada mediante análisis térmico y fluorescencia EEM. El análisis multivariante comparando todas las composteras estudiadas muestra diferencias entre mezclas binarias y ternarias. El componente 2 (asociado a material proteico) y R1 son los parámetros donde más variaciones significativas se producen al comparar tiempo inicial y final, siendo el porcentaje de variación mayor en las composteras GVA 29, 31 y 34, indicando una adecuada estabilización de la materia orgánica del compost obtenido.

5. BIBLIOGRAFÍA

Martín-Mata J., Marhuenda-Egea F.C., Moral R., Torres-Climent A., Martínez-Sabater E., Paredes C., Barber X., Morales J., 2015. Characterization of dissolved organic matter from sewage sludge using 3D-Fluorescence spectroscopy and chemometric tools. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 46, 188-196.

Martín-Mata J., Lahoz-Ramos C., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., Moral R., Santos A., Sáez J.A., Bernal M.P., 2016. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 17357-17369.

Torres-Climent A., Gomis P., Martín-Mata J., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., Pérez-Murcia M.D., Pérez-Espinosa A., Paredes C., Moral R., 2015. Chemical, thermal and spectroscopic methods to asses biodegradation of winery-distillery wastes during composting. *PLoS ONE 10(9): e0138925. doi: 10.1371/ journal. pone.0138925.*

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido cofinanciado por el proyecto bioREFINA (Biorefinería de productos fertilizantes para auto consumo en explotaciones hortofrutícolas. bioREFINA, ITC- 20161161), que está liderado por la empresa Sistema Azud, S.A., a través del Programa FEDER INNTERCONECTA, Programa Estatal de Investigación, Desarrollo e Innovación Orientada a los Retos de la Sociedad, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-2016. Así mismo, agradecer la colaboración de la empresa Miguel García Sánchez e Hijos, S.L.

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA CERVECERA Y DE LA INDUSTRIA PAPELERA: HILERA VS TAMBOR ROTATORIO

Antonio Rosal[1], David Bueno[1], María V. Palenzuela[1], Francisco B. Sánchez[2], María T. Fernández[2], Itziar Aguirre[3], José L. García[4].

[1]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Bioquímica. Universidad Pablo de Olavide. Sevilla. [2]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Orihuela (Alicante). [3]Departamento de Ciencias Agroforestales, Universidad de Sevilla. [4]Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Universidad de Cádiz. Puerto Real (Cádiz). arosray@upo.es

RESUMEN: En este trabajo, se ha estudiado y comparado el aprovechamiento de los recursos contenidos en residuos agroindustriales procedentes de (1) la fabricación de cerveza (bagazo, BG) y (2) la producción de pasta celulósica (paja de trigo, PT; licor negro, LN), mediante co-compostaje en sistema abierto (pila trapezoidal volteada) y cerrado (tambor rotatorio horizontal con aireación forzada). Para ello, se han llevado a cabo dos experimentos, a escala piloto, con mezclas de este tipo de residuos en la proporción másica 3:1:1 (en base húmeda) de BG, PT y LN, respectivamente. En el sistema abierto, una vez a la semana, la pila ha sido volteada con pala manual y también regada hasta 55% de humedad (en caso necesario). En el experimento en tambor, el sistema ha sido programado para rotar (10 vueltas min^{-1}) durante 5 minutos cada 24 horas y, en el mismo periodo, aportar 15 m^3 de aire, sin necesidad de adicionar agua (superior al 55% de humedad). A las condiciones de operación establecidas en ambos diseños experimentales, los resultados obtenidos en determinados parámetros físico-químicos (T interna, C/N, T máxima de Autocalentamiento) han indicado que el tratamiento mediante tambor rotatorio acelera el proceso frente al experimento en pila volteada. En cualquier caso, ambos sistemas han conducido a productos aptos para su aplicación agrícola, según RD 506/2013.

PALABRAS CLAVE: licor negro, bagazo, estabilidad, biodegradación, compost.

1. INTRODUCCIÓN

En la industria del papel, la obtención de pasta celulósica genera elevadas cantidades de residuo líquido, conocido como licor negro (Hazarika y Khwairakpam, 2018). El contenido de hemicelulosa y lignina es elevado en este tipo de residuo y esto supone un notable impacto ambiental que, en las últimas décadas, el sector industrial papelero se ha preocupado por mitigar (Rodríguez y col., 2010; Monte y col., 2009). Actualmente, son numerosos los estudios sobre optimización de procesos (valorización energética, compostaje, vermicompostaje, etc.) encaminados a solucionar esta problemática ambiental con un coste económico viable (Natarjan, 2015; Aspapel, 2018).

En el caso de la industria de la cerveza, su proceso de elaboración también genera una ingente cantidad de residuos que deben tratarse para eliminar su potencial contaminante. Concretamente, las operaciones de prensado y filtrado del mosto tienen como consecuencia la generación de una fracción residual semisólida, denominada bagazo. Esta presenta contenido orgánico elevado que supone un recurso a aprovechar (Dos Santos Mathias y col., 2014). En este sentido, las investigaciones están relacionadas con mejorar las vías de explotación más comunes: uso alimentario para ganado, producción de bioplásticos y bioadsorbentes, y recuperación de com-

puestos de alto valor añadido en diferentes sectores industriales (alimentación, cosmética y farmacia) (Chen y Wang, 2008; Yu y col., 1999).

Desde el punto de vista ambiental y económico, el compostaje podría posicionarse como una posible solución para el tratamiento de este tipo de residuos. En este trabajo, se pretende estudiar y comparar, a escala piloto, el co-compostaje de residuos lignocelulósicos procedentes de la industria cervecera (bagazo) y de la industria papelera (licor negro, paja de trigo) mediante dos tecnologías: sistema abierto (pila volteada) y sistema cerrado (tambor rotatorio).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El bagazo (BG) fue proporcionado por la Fábrica de Cerveza Artesanal "Mond" de San José de la Rinconada (Sevilla) y el licor negro (LN) procedía del proceso de obtención de pasta celulósica a partir de paja de trigo (PT) en la empresa ECOPAPEL S.L., ubicada en Écija (Sevilla). El BG y el LN fueron mezclados y además, se aportó PT, como agente estructurante. Los experimentos se plantearon con mezclas de BG, LN y PT en la proporción másica 3:1:1 (s.m.h.), respectivamente. Concretamente, se formaron dos mezclas con un peso individual en torno a 160 kg (s.m.h.). A cada una se le aplicó un tratamiento diferente (abierto o cerrado) durante 50 días. Al final de cada proceso, el material fue tamizado (1 cm de luz) para obtener el compost.

El co-compostaje en sistema abierto ha sido desarrollado sobre una plancha de acero inoxidable en la que se ha dispuesto la mezcla en forma trapezoidal. Esta pila ha sido volteada con pala manual cada 7 días y regada, en caso necesario, hasta alcanzar 55% de humedad. El proceso en sistema cerrado se ha desarrollado con tambor rotatorio horizontal (Kollvik MULTICOMP 3M-) programado para rotar (600 vueltas h^{-1}) y airear (180 m^3 h^{-1}) durante 5 minutos cada 24 horas. En este caso, el porcentaje de humedad en la mezcla fue superior al 55% durante todo el proceso, por lo que no fue necesario el aporte de agua.

En ambos sistemas, la evolución térmica en el interior de la mezcla se ha seguido mediante sondas de temperatura (PT-100) y Data Logger (TESTO). Para el análisis de parámetros, se trabajó con muestras compuestas a partir de 6 submuestras tomadas en distintos puntos y a diferente profundidad. Las muestras se han secado a 70ºC en estufa para determinar la humedad por diferencia de peso.

El pH se ha medido en suspensión acuosa (1:25) con pHmetro CRISON Basic 20. El porcentaje de materia volátil se ha determinado mediante calcinación a 550ºC en mufla, durante 4 horas. El contenido porcentual de carbono total y nitrógeno total se ha medido en Analizador Elemental (LECO TruSpec CHNS). El contenido metálico total (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) se ha determinado con Espectrofotómetro de Llama (Perkin Elmer, AAnalyst 300). Todos estos análisis se han realizado por triplicado, según métodos oficiales o recomendados (RD 506/2013).

Por otro lado, la estabilidad del material se ha evaluado mediante dos parámetros, (1) la relación C/N, a partir del análisis elemental y (2) el incremento térmico por Autocalentamiento calculado como diferencia entre dos valores de temperaturas, la máxima del Test de Autocalentamiento y la ambiental del momento del proceso.

Respecto a los parámetros microbiológicos, se han determinado *E. coli y Salmonella sp*. al producto obtenido en cada ensayo, en base a las normas ISO 7251 e ISO 6579, respectivamente.

La Tabla 1 muestra las características físico-químicas de las tres fuentes de residuos y de su mezcla inicial en la proporción de estudio.

Tabla 1. Caracterización físico-química a los residuos lignocelulósicos y a su mezcla inicial.

Parámetros	Bagazo	Licor negro	Paja de trigo	Mezcla inicial
Humedad (%)	64,93±2,07	—	12,94±0,80	66,64±2,4
pH	5,16±0,15	8,83±0,22	6,55±0,10	6,45±0,24
Sólidos Volátiles (%)	97,27±1,00	82,06±0,50	92,75±0,62	92,09±0,74
C/N	20,1	74	89	27,0
ΔT (Test-Ambiental) (°C)	—	—	—	24,6

Valores medios y desviación estándar (n=3).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 1 muestra la evolución de la temperatura interna del material y la temperatura ambiental durante el proceso de co-compostaje en ambos ensayos experimentales y la frecuencia de riegos y volteos a la pila tratada mediante el sistema abierto. La fase termófila duró dos semanas más en el proceso desarrollado en tambor rotatorio y además, las temperaturas alcanzadas fueron superiores a las de la pila. En cualquier caso, en ambos procesos, se han logrado mantener temperaturas de "higienización" (entre 55ºC-62ºC durante 14 días en la pila y entre 55ºC-68ºC durante 28 días en el material compostado en tambor) (Aycan y Turan, 2014).

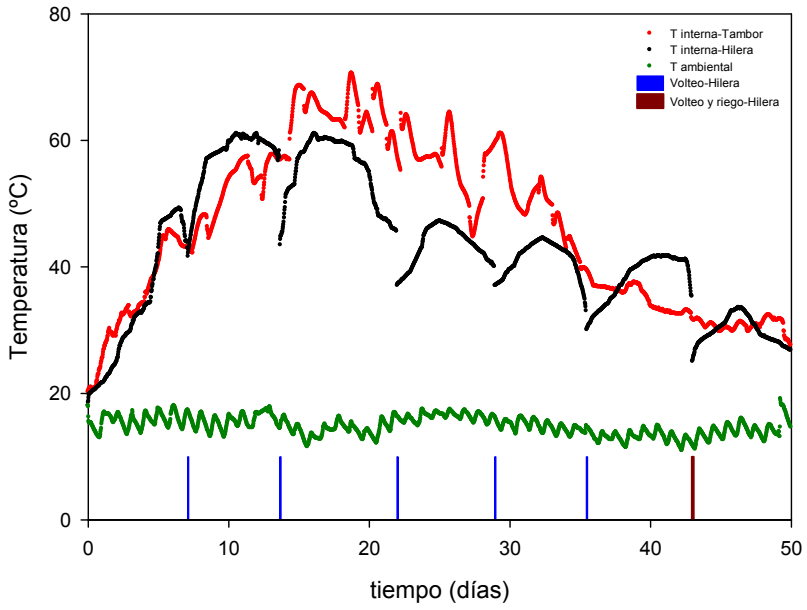


Figura 1. Gráfico de la evolución térmica (interna y externa) durante el proceso de co-compostaje en ambos ensayos. Las barras verticales indican los momentos de volteo y/o riego de la pila.

La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos en el análisis de parámetros físico-químicos y microbiológicos al compost obtenido en cada proceso experimental piloto.

Tabla 2. Caracterización físico-química y microbiológica al compost obtenido en cada experimento.

Parámetros	COMPOST	
	Sistema abierto	**Sistema cerrado**
pH	9,47±0,06	9,40±0,03
Sólidos Volátiles (%)	83,24±0,72	80,2±0,39
C/N	17,8	9,5
ΔT (Test-Ambiental) (°C)	15,8	8,7
Cd ($mg \cdot kg^{-1}$)	ND	ND
Cr ($mg \cdot kg^{-1}$)	23	94
Cu ($mg \cdot kg^{-1}$)	33	187
Ni ($mg \cdot kg^{-1}$)	12	61
Pb ($mg \cdot kg^{-1}$)	16	33
Zn ($mg \cdot kg^{-1}$)	30	44
E. coli (UFC g^{-1})	Ausencia	Ausencia
Salmonella sp. (Ausencia/Presencia/25g)	Ausencia	Ausencia

Valores medios y desviación estándar (n=3). ND=no detectable.

En ambos procesos, se observó similar incremento de pH (en torno a 3 puntos) hasta alcanzar 9,4 en el compost. La reducción del contenido en materia volátil fue 3 puntos porcentuales más significativa en el tambor rotatorio que en la pila volteada manualmente.

Respecto a la relación C/N, disminuyó en ambos procesos, aunque este hecho resultó más acusado en el material tratado en tambor (ratio en torno a 8 puntos menor al caso de la pila). Este resultado podría explicarse por la sinergia de dos factores: (1) mayor degradación de materia orgánica en el proceso en tambor y (2) mayores pérdidas de nitrógeno por fenómenos de lixiviación o volatilización en la pila (Bathia y col., 2012; Nayak y Kalamdhad, 2014). En cualquier caso, ambos procesos incrementaron la estabilidad y los productos presentaron ratios C/N con valores inferiores a 20 (Goyal y col., 2005).

La evaluación del proceso a partir del Test de Autocalentamiento indicó que el sistema cerrado incrementó la estabilidad del material (ΔT en torno a 7 puntos menos en el compost) frente al sistema abierto. En cualquier caso, ambos productos fueron estables, según criterios adoptados por diversos autores (Arcos, 2011).

Comparando el contenido metálico total de los dos productos, este fue menor en el compost obtenido a partir del sistema abierto. El factor de concentración de cada metal varía durante el proceso y los resultados obtenidos en el compost procedente de la pila podrían explicarse por la sinergia de tres posibles efectos: menor degradación de materia orgánica, lixiviación más acusada y menor grado de humificación (Rosal y col., 2012). En cualquier caso, los dos productos presentaron concentraciones significativamente inferiores a los límites restrictivos para uso agrícola, según RD 506/2013 (Clase B).

En los análisis microbiológicos, los resultados indicaron que ambos sistemas de compostaje condujeron a productos "higienizados", según RD 506/2013.

4. CONCLUSIONES

A las condiciones de operación impuestas, ambos ensayos piloto han permitido estudiar procesos que simulan eficazmente el comportamiento a escala industrial. La evolución térmica del material, la relación C/N y la temperatura máxima de Autocalentamiento han indicado que la utilización del tambor rotatorio acelera significativamente el proceso en este tipo de residuos (BG, LN, PT) frente al sistema abierto de pila volteada. En cualquier caso, ambas tecnologías han permitido obtener productos que se podrían aplicar en agricultura, según RD 506/2013.

5. BIBLIOGRAFÍA

Arcos M. A., 2011. *Estudio del compostaje de residuos orgánicos municipales en sistemas de alta eficiencia.* Ed. Universidad de Córdoba, Córdoba. 283 pp.

ASPAPEL (2018) *Memoria sostenibilidad del papel. Asociación española fabricantes pasta, papel y cartón.*

www.aspapel.es/sites/default/files/publicaciones/doc_513_agenda_sectorial_industria_papelera.pdf (fecha de consulta: 13/09/2018)

Aycan N., Turan N.G., 2014. Effects of different agro-based materials on composting of pulp/paper-mill sludge. *Arch Environ Prot*. 40, 33-40.

Bhatia A., Ali M., Sahoo J., Madan S., Pathania R., Ahmed N., Kazmi A., 2012. Microbial diversity during rotary drumn and windrow pile composting. *J Basic Microb*. 52, 5-15.

Chen C, Wang J. 2008. Removal of Pb^{2+}, Ag^{+}, Cs^{+} and Sr^{2+} from aqueous solution by brewery's waste biomass. *J Hazard Mater.* 151, 65-70.

Dos Santos Mathias T., Mello, P., Servulo, E. 2014. Solid wastes in brewing process: A review. *Journal of Brewing Distilling*, 5, 1-9.

Goyal S., Dhull S.K., Kapoor K. K., 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technol*. 96, 1584-1591.

Hazarika J., Khwairakpam M., 2018. Evaluation of biodegradation feasibility through rotary drum composting recalcitrant primary paper mill sludge. *Waste Manage.* 76, 275-283.

ISO., 2005. *7251: Microbiology of food and animal feeding stuffs. Horizontal method for the detection and enumeration of presumptive Escherichia coli-Most probable number technique.* ISO.

ISO., 2002. *6579: Microbiology of food and animal feeding stuffs. Horizontal method for the detection of Salmonella spp.* ISO.

Monte M. C., Fuente E., Blanco A., Negro C., 2009. Waste management from pulp and paper production in the European Union. *Waste Manage.* 29, 293-308.

Natarjan N., 2015. Vermicomposting of paper mill sludge with cowdung, pig waste and water hayacinth in to valuable manure using earthworm perionyx excavatus. *International Journal of Scientific Research*. 6, 4038-4043.

Nayak A. K., Kalamdhad A. S., 2014. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, cattle manure and sawdust in a rotary drum reactor. *Environmental Engineering Research*. 19, 47-57.

Real Decreto 506/2013, *sobre productos fertilizantes*. BOE, España.

Rodríguez A., Serrano, L., Requejo, A., Ferrer, A. 2010. Feasibility of rice straw as a raw material for the production of soda cellulose pulp. *J Clean Prod.* 18, 1084-1091.

Rosal A., Chica A. F., Arcos M. A., Dios M., 2012. Use of organic acids in the composting of municipal solid waste: a pilot-scale study. Environ Technol. 1, 1-10.

Yu P H F, Chua H, Huang A L, Lo W H, Ho K P., 1999. Transformation of industrial food wastes into polyhydroxyalkanoates. *Water Sci Technol*. 40, 365-370.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación del Plan Propio de la Universidad Pablo de Olavide (PPI1401).

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS PROCEDENTES DE ALMAZARA EN ZONAS RURALES DEL INTERIOR DE LA PROVINCIA DE ALICANTE: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN MILLENA

Borja Sánchez-García[1], María Ángeles Bustamante[1], María Pilar Gomis[1], María del Valle Palenzuela[2], Concepción Paredes[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Josep Roselló[3], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra. Utrera, km 1 41013-Sevilla, [3]Servicio de Producción Ecológica, Innovación y Tecnología, Estación Experimental Agraria de Carcaixent, Partida Barranquet s/n, 46740-Carcaixent, Valencia, raul.moral@umh.es

RESUMEN: El alperujo es el principal residuo generado durante la extracción del aceite de oliva. En los últimos años, el tratamiento del alperujo en las industrias orujeras usualmente alejadas de la Comunidad Valenciana se está reduciendo especialmente en las zonas de interior debido a cuestiones económicas y de accesibilidad. En este estudio se pretende desarrollar un proceso de co-compostaje local adaptado a los flujos residuales afines a la actividad oleícola en Millena (Alicante). Este piloto se realizó al amparo del Convenio de Agrocompostaje entre la Universidad Miguel Hernández de Elche y la Generalitat Valenciana (2017-2018). En este caso el sistema consta de una pila de compostaje ternario (3,5 m ancho x 1,8 m alto x 20 m largo) utilizando alperujo, hoja/rama fina de olivo del cribado en la almazara y gallinaza (1:1:1 V/V/V s.m.f.). Se realizaron volteos mensuales y riegos periódicos. Se estudió el perfil térmico del proceso y se siguió la evolución de diversos parámetros como pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MO), nutrientes (NPK) y, además, en el compost final se determinó la capacidad de intercambio catiónico, polifenoles, sustancias húmicas e índice de germinación. Durante el proceso, la materia orgánica disminuyó significativamente debido a la elevada exotermia acumulada. La mayoría de los elementos nutrientes primarios aumentaron en especial el potasio y el fósforo. El compost final presentó elevados contenidos de materia orgánica y nutrientes, y baja relación C/N, cumpliendo por ello con la legislación para ser utilizado como enmienda orgánica en agricultura.

PALABRAS CLAVE: olivicultura, valorización, residuos, almazara, aceite.

1. INTRODUCCIÓN

El alperujo es un residuo generado durante la producción de aceite de oliva por el sistema de centrifugación de 2 fases. En 2017, en España, se produjeron 10.317 toneladas de alperujo. La gestión habitual del alperujo en las orujeras, fuera del área de influencia de la almazara, no es factible desde el punto de vista económico y medioambiental, además su salida del área de producción supone una pérdida de materia orgánica y unidades fertilizantes del entorno. La gestión in situ mediante co-compostaje de estos residuos de almazara, ubicadas en zonas montañosas de difícil acceso como es el interior de la Comunidad Valenciana, permitiría reducir el coste en el transporte y además se obtendría una enmienda orgánica tipo compost, para aplicar en el cultivo del olivo, que permitiría cerrar el círculo de la materia orgánica de la producción olivarera. El alperujo fresco, previa mezcla con otros residuos orgánicos, ha sido utilizado exitosamente como residuo orgánico en procesos de compostaje y vermicompostaje (Nogales y col., 2016). Este estudio tuvo como objetivo desarrollar un proceso de co-compostaje local adaptado a los flujos residuales afines a la actividad oleícola en Millena (Alicante). En este caso se siguió la evolución de una pila de compostaje ternario (3,5 m ancho x 1,8 m alto x 20 m largo) utilizando alperujo, hoja/rama fina de olivo del cribado en la almazara y gallinaza

(1:1:1 V/V/V s.m.f.). Este proyecto se desarrolló al amparo del Convenio de Agrocompostaje entre la Universidad Miguel Hernández de Elche y la Generalitat Valenciana (2017-2018).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha seguido el proceso de compostaje de una pila (GVA 9) elaborada con alperujo fresco, obtenido por centrifugación en dos fases del aceite, hoja/rama fina de olivo del cribado en la almazara y gallinaza (1:1:1 V/V/V s.m.f.). El alperujo y la hoja de olivo proceden de una almazara situada en el Municipio de Millena, comarca del Comtat (Alicante), región montañosa y de acceso complicado por carreteras debido a los desniveles. La gallinaza empleada proviene de una explotación de gallina de carne cercana a la almazara y usa como cama cascara de arroz. La proporción en base a materia seca del alperujo en la pila estuvo por encima del 55%. Las principales características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales y la proporción empleada de cada uno de ellos se muestran en la Tabla 1. El alperujo presentó una humedad del 42,9%, pH ligeramente ácido, conductividad eléctrica (CE) y relación C/N medias, así como una alta concentración de polifenoles. La hoja de olivo presentó una humedad entorno al 10%, CE alta, pH ligeramente ácido y relación C/N similar al alperujo, así como una baja densidad aparente. La gallinaza mostró una humedad baja, pH ligeramente básico y elevado contenido en sales como muestra su conductividad eléctrica, baja relación C/N y elevado contenido en fósforo. El proceso de compostaje se ha desarrollado en la finca privada de un agricultor asociado al Proyecto Agrocompost, utilizando una parcela improductiva. Se montó una pila trapezoidal de 65 m^3, mediante sistema de pila abierta con volteo y riego periódico. Se controló la temperatura y la humedad (nunca inferior al 40%). La fase bio-oxidativa se completó cuando la temperatura de la pila fue en descenso siguiendo una curva similar a la temperatura ambiental. Se realizaron 3 muestreos, al inicio, final de la fase bio-oxidativa y en madurez (30 días tras el final de la fase bio-oxidativa). Las muestras se secaron al aire y tamizaron a 0,5 mm para realizar las determinaciones analíticas. Los parámetros se analizados según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012).

Tabla 1. Principales propiedades de los ingredientes (A) y proporción empleada (B).

(A) Propiedades	Ing 1: Alperujo	Ing 2: Hoja olivo	Ing 3: Gallinaza
Humedad (%)	42,9	10,4	19,9
D aparente (kg L^{-1})	0,614	0,068	0,266
pH (ud pH)	6,14	6,02	7,525
Cond Eléctrica (dS m^{-1})	4,25	2,3	5,85
Materia orgánica total MOT (%)	93,9	87,2	76,5
Nitrógeno total, NT (%)	1,5	1,5	3,0
Carbono orgánico total, COT (%)	55,7	47,8	37,9
Relación COT/NT	37,1	31,8	12,6
Fósforo total, P total (g kg^{-1})	1,26	1,10	11,45
Potasio total, K total (g kg^{-1})	25,82	11,59	27,30
Sodio total, Na total (g kg^{-1})	2,88	1,34	1,34
Polifenoles (mg l^{-1})	9.278	7.463	5.657
(B) Procesos de compostaje			
Pila GVA 9 (% S.M.F.)	64,8	7,2	28,1
Pila GVA 9 (% Vol.)	34,0	33,0	33,0

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

En la Figura 1 se muestra la evolución térmica de la pila y en la Tabla 2 algunos parámetros térmicos del proceso. El proceso de compostaje duró de 125 días (Tabla 2), siendo la temperatura media de 61,6 ºC, similar a la obtenida por Paredes y col. (2015) en su estudio del compostaje de alperujos con estiércoles animales. El índice EXI2 es el sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente. Este índice permite comparar procesos de compostaje complejos a nivel de exotermia global y es útil para determinar el grado de maduración del compost. El EXI2 acumulado fue de 257.387 y, si se normaliza para el número de días de fase bio-oxidativa, la ratio EXI2/días f. bio-oxidativa generada fue de 1.671 (T max), valores superiores a los descritos por Vico y col. (2018). La fase termófila del proceso fue intensa y de larga duración lo que asegura la higienización de la pila (Tª > 70ºC durante al menos 1 hora), siendo esto de especial importancia al estar elaboradas con estiércoles por el riesgo biológico que supondría una mala higienización.

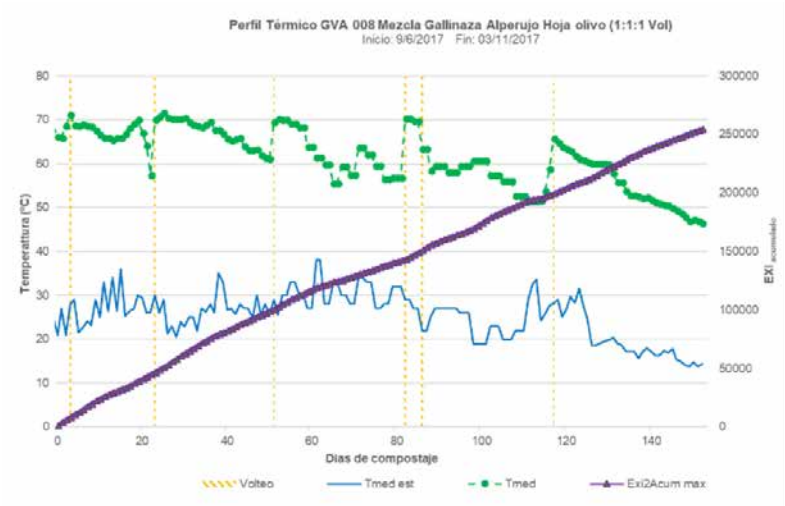


Figura 1. Perfil térmico y EXI2 acumulado en el proceso.

Tabla 2. Índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 5
Días fase bioxidativa	154
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	154
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	147
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	91
Temperatura máxima pila	71,7
Temperatura promedio pila	61,6
Temperatura mínima pila	46,6
Nº Días >40ºC/ Días fase bioxidativa	1,0
Índice EXI² (ºC²)	257.387
Ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax)	1671

El pH evolucionó hacia valores básicos al final de la fase bioxidativa, como en los ensayos de Paredes y col. (2015) (Tabla 3). La conductividad eléctrica (CE) inicial del proceso tuvo un valor de 6,9 dS m^{-1}, (Tabla 1), la cual disminuyó durante el compostaje, debido a los riegos efectuados, de alta intensidad, provocando lixiviados que arrastran los iones disueltos en la pila.

Tabla 3. Características medias de la mezcla durante el proceso de compostaje.

Fase compostaje GVA 9	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	Pérdida MOT (%)	COT/ NT	COT (%)	NT (%)	P (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})
Inicio	7,49	6,85	61,1	0,0	19,7	35,5	1,80	11,8	24,9
Final f. Bioxidativa	8,58	4,82	43,5	51,1	12,7	25,6	2,01	16,1	27,9
Madurez	8,57	4,78	42,6	52,8	10,5	21,3	2,03	17,9	28,2

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; CT: carbono total.

Tabla 4. Características agronómicas del compost obtenido.

Parámetro	GVA 9
Densidad aparente (g cm^{-3})	0,56
pH	8,6
CE (dS m^{-1})	4,8
MOT (%)	42,6
NT (%)	2,03
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	4451
CCC (meq $100g^{-1}$ MOT)	97,1
CCC/COT (meq g^{-1} COT)	1,95
P_2O_5 (%)	4,1
K_2O (%)	3,4
Índice de germinación (%)	0
Carbono de ácidos fúlvicos, C_{af} (%)	1,5
Carbono de ácidos húmicos, C_{ah} (%)	7,9
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x100	43,9
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} X 100	37,0
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x 100	84,3
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	5,36

CCC: capacidad de intercambio catiónico.

El contenido de materia orgánica disminuyó durante el proceso de compostaje, principalmente durante la fase termófila, como consecuencia de su mineralización. La relación COT/NT disminuyó a lo largo del proceso de compostaje. El contenido de nitrógeno aumentó durante el proceso, presentando cantidades similares a las encontradas por Tortosa y col. (2012) en compost de alperujos maduros (<35% alperujo s.m.s.). El contenido del resto de nutrientes (P y K) aumentó principalmente durante fase bioxidativa como muestra la Tabla 3 debido al efecto concentración.

3.2. Producto

El pH del compost maduro (Tabla 4) se situó cercano al rango adecuado para su uso agrícola (6,0-8,5). Su conductividad eléctrica fue media (4,8 dS m^{-1}), lo cual no supone a priori una limitación para su uso como enmendante orgánico. El contenido de materia orgánica en el compost final fue de 42,6 %. En base a los valores de los índices de humificación y de la capacidad de cambio catiónico (CCC) y de su relación con el COT (CCC/COT) el compost alcanzó un grado de madurez y estabilidad adecuado, aunque habría que tener en cuenta el resto de parámetros. Los valores del índice de germinación (IG) fueron indicativos de la presencia de sustancias fitotóxicas, posiblemente polifenoles de difícil degradación, por lo que habría que evitar su uso en semillero y en plantaciones jóvenes. El compost maduro mostró una buena riqueza fertilizante NPK con valores de unidades fertilizantes (N-P_2O_5-K_2O) de 2,0-4,1-3,4. Dosis entre 3 y 5 toneladas de compost por hectárea aportarían las necesidades de N del cultivo del olivo en secano (50 a 80 kg de N ha^{-1} $año^{-1}$).

4. CONCLUSIONES

El co-compostaje de alperujo propuesto puede considerarse una alternativa de gestión *in situ* de los residuos de almazara que contribuye a cerrar el ciclo de la materia orgánica y reducir la huella de carbono generada en la gestión tradicional en orujeras. El compost obtenido puede utilizarse como enmendante en el cultivo del olivo, siguiendo la guía de buenas prácticas agrícolas de Comunidad Valenciana. Un mejor ajuste de los ingredientes y control del proceso permitiría poder alcanzar mejores resultados respecto a fitotoxicidad, siendo un factor limitante de este tipo de compost.

5. BIBLIOGRAFÍA

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

Nogales R., Fernández-Yepes J., Llopis T., Molina-Alcaide E., 2016. Biotransformación, con o sin lombrices, de estiércoles de cabras alimentadas con diferentes dietas. V jornadas de la Red Española de Compostaje 146-151, Sevilla.

Paredes C., Pérez-Murcia M.P., Pérez-Espinosa A., Bustamante M.A., Moreno-Caselles J. 2015. Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake “Alperujo” by Co-composting with Animal Manures. *Commun Soil Sci Plant*. 46: 238-247.

Tortosa G., Alburquerque J.A., Bedmar E.J., 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.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage.* 226: 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Generalitat, a través de la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural y La Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje. Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado en este proyecto a la Almassera de Millena y especialmente a Juan Vicente y José Ferrando.

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES Y ESTIÉRCOL. EFECTO DEL SISTEMA DE AIREACIÓN Y DEL TIPO DE ESTIÉRCOL EN LA EVOLUCIÓN DEL PROCESO Y EN LA CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS

Víctor Hugo Valverde[1], Cristian Ernesto Basantes[1], Irene Gavilanes-Terán[1], Julio Idrovo-Novillo[1], Mª Angeles Bustamante[2], Concepción Paredes[2]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador, [2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), c.paredes@umh.es

RESUMEN: En el año 2016, Sudamérica produjo unos 232 millones de toneladas de vegetales (cereales, cítricos y hortalizas), de los cuales 3,4 millones se produjeron en Ecuador. Actualmente en este país no se lleva a cabo una gestión adecuada de los residuos vegetales generados, ya que son comúnmente acumulados en terrenos vacíos cercanos a las explotaciones agrícolas o incinerados. Por ello, en este estudio se propone el compostaje como operación de tratamiento de este tipo de residuos. Para ello, se prepararon seis mezclas (aproximadamente 1000 kg cada una) con residuos vegetales y diferentes estiércoles de animales (gallinaza, estiércol de vaca y estiércol de cobaya) y se emplearon dos sistemas de compostaje (aireación mediante volteos (PW) o aireación forzada+volteos (PR)). Los resultados obtenidos indicaron que el empleo del sistema de compostaje PW produjo, en general, una prolongación de la etapa termófila y se alcanzaron temperaturas más altas que en el caso de las pilas PR, así como las pilas PW tuvieron mayores pérdidas de materia orgánica que las PR. Estos dos factores fueron responsables de la mayor degradación de polifenoles solubles que se observó en las pilas PW, consiguiéndose así una reducción más alta de su fitotoxicidad a lo largo del proceso. El tipo de estiércol empleado y el sistema de compostaje no afectaron en gran medida a las características de los compost obtenidos, ya que todos mostraron valores adecuados de la mayoría de los parámetros que indican la estabilización y humificación de la materia orgánica.

PALABRAS CLAVE: Residuos agrícolas, aireación forzada, aireación por volteos.

1. INTRODUCCIÓN

En el año 2016, Sudamérica produjo unos 232 millones de toneladas de vegetales (cereales, cítricos y hortalizas), de las cuales 3,4 millones se produjeron en Ecuador (FAO, 2016). La agricultura es un sector importante en Ecuador, con una superficie total cultivable de unas 12355,146 ha (INEC, 2017). Actualmente, no se lleva a cabo una gestión adecuada de los residuos vegetales generados, ya que son comúnmente acumulados en terrenos vacíos cercanos a las explotaciones agrícolas o incinerados.

El compostaje se considera un método atractivo para la gestión de residuos agrícolas, debido a su bajo coste e impacto ambiental. Entre todos los métodos de compostaje disponibles, los sistemas abiertos en pilas son los más simples y requieren menor inversión en comparación con sistemas cerrados en reactores. Varias técnicas de aireación para el compostaje en pilas han sido investigadas, tales como la ventilación natural o pasiva, por volteos y la aireación forzada.

Stentiford (1996) observó que en pilas estáticas la aireación forzada actúa más rápida en la maduración del compost que la ventilación natural. Sin, embargo, este tipo de aireación presenta desventajas con respecto a la limitada homogenización de la pila y la formación de estratificaciones térmicas en comparación con el sistema de aireación por volteos. Por otro lado, los principales inconvenientes del método de ventilación por volteos son controlar la temperatura y la pérdida de nitrógeno durante el proceso (Gavilanes-Terán y col., 2016). Se han llevado a cabo una amplia variedad de estudios sobre sistemas de aireación, pero pocos se han centrado en la combinación de estos sistemas. Rasapoor y col. (2016) compararon el sistema de ventilación por volteos con la combinación de este sistema con la ventilación natural y lograron mejores resultados en el consumo final de energía y en la reducción de las pérdidas de nitrógeno durante el proceso de compostaje de residuos sólidos municipales con el empleo de la combinación de estos sistemas de aireación.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas de aireación (por volteos y aireación forzada combinada con volteos) para el compostaje de residuos vegetales con diferentes estiércoles, así como evaluar la calidad de los compost obtenidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se prepararon seis mezclas, dos de ellas con residuos vegetales (RV) - constituidos por una mezcla de residuos de cosecha de diferentes cultivos herbáceos y leñosos, así como residuos de poda- y gallinaza (G), dos con RV y estiércol de cobaya (C) y dos con RV y estiércol de vaca (V). Las características de los materiales iniciales utilizados fueron: carbono orgánico total (COT)=36,0 % y nitrógeno total (Nt)=0,53 % para RV; COT=28,4 % y Nt=2,44 % para G; COT= 48,8 % y Nt=2,62 % para C y COT=35,6 % y Nt=2,62 para V. Estos residuos se mezclaron en las siguientes proporciones en peso fresco: Pilas 1 y 4: 76% RV + 24% G, Pilas 2 y 5: 76% RV + 24% C y Pilas 3 y 6: 76% RV + 24% V, con un peso final de la mezcla de aproximadamente 1000 kg cada una y unas dimensiones de 2 x 3 m de base y altura 1,5 m. Las pilas 1, 2 y 3 se compostaron utilizando el sistema de aireación por volteos (PW) y en las pilas 4, 5 y 6 se empleó la aireación forzada combinada con volteos (PR). La aireación forzada fue de 30 min. cada 12 horas, para así suministrar una tasa de aireación de 0,6 dm^3 min^{-1} kg^{-1}. Todas las pilas se compostaron bajo techado para evitar su lavado por la lluvia. El número de volteos realizados fue de 5 en todas las pilas. La fase bio-oxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la del ambiente (82 días) y a continuación se dejó las mezclas madurar en reposo, por un periodo de aproximadamente dos meses. La humedad de las mezclas se mantuvo en valores superiores al 40% durante el proceso mediante su riego con el agua necesaria. Se realizaron un total de 7 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, molidas y tamizadas a un tamaño inferior a 0,5 mm, previamente a su análisis. En el presente trabajo solo se muestran los datos de las muestras tomadas de las pilas al inicio del proceso y al final de la etapa de madurez.

En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje, la conductividad eléctrica (CE), pH, materia orgánica (MO), Nt, COT, polifenoles solubles, carbono de ácidos húmicos (Cah) y el índice de germinación (IG) se determinaron según los métodos analíticos descritos por Gavilanes-Terán y col. (2016). Todos los análisis se realizaron por triplicado. El índice de humificación (HI) se calculó como (Cha/COT) x 100. Los datos de pérdida de MO durante el proceso de compostaje fueron ajustados a una ecuación cinética de primer

orden: Pérdidas de 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 (días). Los valores R^2 ajustada, F y SEE (error estándar de la estimación) fueron calculados para comparar los ajustes de los datos experimentales a las diferentes funciones y la significancia estadística de estos ajustes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todas las pilas se observó un rápido incremento de la temperatura durante los primeros días del proceso de compostaje, alcanzándose temperaturas >40ºC y manteniéndose la etapa termófila durante aproximadamente 15 días hasta el primer volteo (Figura 1). Este incremento rápido de la temperatura al inicio del proceso de compostaje de residuos vegetales con estiércoles también ha sido observado por otros autores (Kalamdhad y col., 2009; Gavilanes-Terán y col., 2016). Después de cada volteo la temperatura aumentó, debido a la mejora de la oxigenación y a la homogeneización de la mezcla. En general, las pilas PW tuvieron una etapa termófila más prolongada y se alcanzaron temperaturas más altas que en el caso de las pilas PR. La fase bio-oxidativa duró unos 82 días aproximadamente y a continuación las pilas se dejaron madurar alrededor de dos meses.

Los contenidos de MO se redujeron durante el compostaje, desde 69,9; 80,1; 78,4; 73,2; 79,5 y 78,5 % a 41,7; 53,3; 40,9; 49,1; 59,4 y 48,2 % en las pilas PW1, PW2, PW3, PR1, PR2 Y PR3, respectivamente, indicando la degradación de la MO (Tabla 1). Los valores iniciales y finales de MO fueron mayores en las pilas con C, debido posiblemente a la paja contenida en este tipo de estiércol empleada como cama para la cría de cobaya. El ajuste de los datos experimentales de pérdida de MO a la ecuación cinética de primer orden fue satisfactorio y dio los siguientes valores de los parámetros estadísticos:

PW1:	A=	70,0	*k*=	0,0320	R^2adj=	0,9738	F=	223,60***	SEE=	4,06
PW2:	A=	72,3	*k*=	0,0462	R^2adj=	0,9957	F=	1393,53***	SEE=	1,73
PW3:	A=	85,4	*k*=	0,0287	R^2adj=	0,9855	F=	408,21***	SEE=	3,73
PR1:	A=	66,1	*k*=	0,0260	R^2adj=	0,9901	F=	598,88***	SEE=	2,28
PR2:	A=	64,2	*k*=	0,0338	R^2adj=	0,9258	F=	75,83**	SEE=	6,30
PR3:	A=	80,8	*k*=	0,0291	R^2adj=	0,9227	F=	72,63**	SEE=	8,71

Todas las ecuaciones fueron significativas a P<0,001 y P<0,01 (*** y **, respectivamente), mostrando un buen ajuste de los datos experimentales a la ecuación cinética de primer orden, especialmente en el caso de la pila PW2, como lo muestran sus valores más altos de F y R^2 adj y su valor más bajo de SEE. Al comparar las pilas con la misma composición se observó que los valores de A fueron mayores en las pilas PW que en las PR y también la velocidad de degradación de la MO fue mayor en las pilas PW, como puede comprobarse en sus valores más altos del producto de A x k (datos no mostrados, pero calculables con los datos expuestos) Estos resultados no estuvieron en concordancia con los obtenidos por Stentiford (1996), el cual observó un incremento en la velocidad de degradación de MO al usarse como sistema de ventilación la aireación forzada.

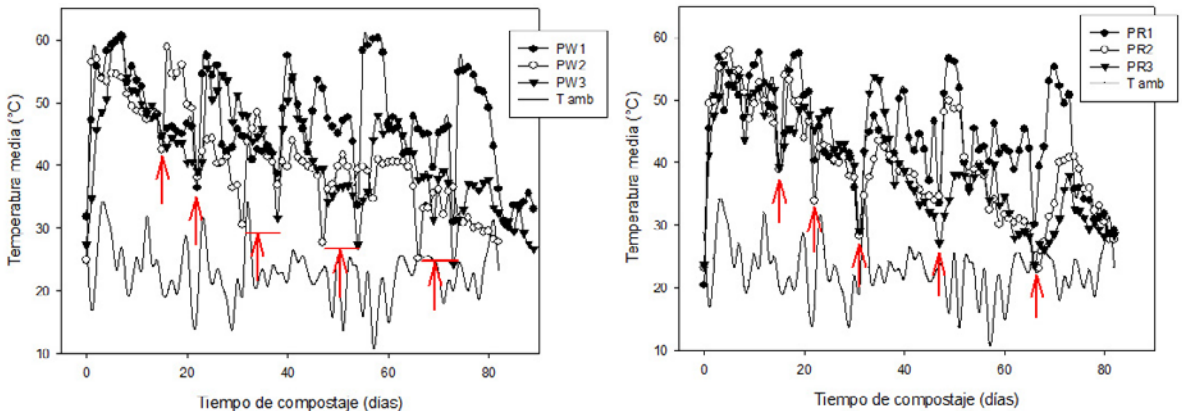


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje de las pilas estudiadas. Las flechas en las figuras indican los días en los que se realizaron los volteos.

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

		PW1	PW2	PW3	PR1	PR2	PR3
pH	Inicial	7,0	8,0	7,2	6,8	7,9	7,1
	Maduro	8,6	9,8	9,4	9,1	9,8	9,2
CE(dS m^{-1})	Inicial	3,5	5,9	4,1	3,9	5,2	3,9
	Maduro	3,3	5,4	3,1	5,1	5,8	4,9
MO(%)	Inicial	69,9	80,1	78,4	73,2	79,5	78,5
	Maduro	41,7	53,3	40,9	49,1	59,4	48,2
COT/Nt	Inicial	23,6	23,8	24,5	23,2	24,6	24,1
	Maduro	12,4	15,1	15,0	12,6	14,5	13,7
Polif (mg kg^{-1})	Inicial	11003	9745	7622	10257	8399	8439
	Maduro	5894	6581	2116	5946	6203	2889
IG (%)	Inicial	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Maduro	51,3	22,0	38,0	35,6	8,5	14,0
HI (%)	Inicial	13,7	10,0	10,6	12,7	10,1	10,1
	Maduro	33,5	45,3	27,2	29,4	25,7	24,0

La descomposición de la MO provocó un aumento de los valores de pH en todas las pilas y también un incremento de los valores de CE en las pilas PR (Tabla 1). En las pilas PW se produjo una reducción de su contenido salino durante el proceso, posiblemente debido a la lixiviación de sales por el riego. Este hecho no se observó en las pilas PR debido al mayor secado de las mezclas de residuos provocado por la aireación forzada. Todas las pilas alcanzaron valores finales de pH por encima del intervalo (pH = 6,0-7,5) sugerido por el US Composting Council (2001) para diversas aplicaciones de compost, mientras que los valores finales de CE fueron menores o muy

cercanos al valor de referencia máximo (CE < 5 dS m^{-1}) establecido por estas directrices para compost. También es de destacar que el empleo de C produjo compost con mayores valores de pH y contenido de sales.

La pérdida de COT, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, y el aumento relativo de la concentración de Nt debido a la pérdida de peso produjo una reducción de la relación COT/Nt a lo largo del proceso en todas las pilas (Tabla 1). Los valores finales de esta relación sugirieron que todos los compost fueron maduros, porque estos valores fueron <20 (Bernal y col., 2009). Por otro lado, el contenido de polifenoles solubles disminuyó a lo largo del tiempo en todas las pilas, alcanzándose una pérdida total de estos compuestos al final del proceso del 46, 33, 72, 42, 26 y 66 % para las pilas PW1, PW2, PW3, PR1, PR2 y PR3, respectivamente. Las temperaturas más altas alcanzadas en las pilas PW pudieron ser responsables de la mayor degradación de polifenoles solubles, entre ellos los termoestables, en comparación con las pilas PR de la misma composición. Este resultado estuvo en concordancia con la mayor reducción de fitotoxicidad observada en las pilas PW, ya que los valores finales del IG fueron más altos en estas pilas. Sin embargo, todos los compost obtenidos, excepto el compost PW1, presentaron fitotoxicidad debido a que sus valores finales del IG fueron < 50% (valor mínimo establecido por Zucconi y col. (1981) para un compost maduro). Además, es de señalar que el empleo de G produjo compost con menor fitotoxicidad. Esta elevada fitotoxicidad de los compost obtenidos pudo ser debida al alto porcentaje de residuos vegetales compostados (76%), siendo característico de estos residuos su alto contenido en polifenoles solubles (Gavilanes-Terán y col., 2016). Finalmente, los valores del HI aumentaron durante el compostaje en todas pilas, mostrando la humificación de la OM. También, todos los compost alcanzaron valores de HI superiores al valor de referencia mínimo para compost maduros (HI> 13%; Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992). Sin embargo, estos valores fueron mayores en las pilas PW que en las PR, indicando una mayor humificación de la materia orgánica en las primeras.

4. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos, se puede concluir que el compostaje mediante el sistema de ventilación por volteos o el sistema combinado de aireación forzada y volteos pueden considerarse como métodos eficientes para la obtención de compost de residuos vegetales y estiércoles con características adecuadas, en general, para su empleo agrícola y el reciclaje de estos residuos. El tipo de estiércol empleado y el sistema de compostaje no afectaron en gran medida a las características de los compost obtenidos, ya que solo se puede destacar que el empleo de estiércol de cobaya aumento los contenidos de materia orgánica, pero también de pH y de salinidad de los compost, mientras que el empleo del sistema de ventilación por volteos favoreció los procesos de humificación de la materia orgánica.

5. BIBLIOGRAFÍA

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

FAO, 2016. FAOSTAT. http://www.fao.org/faostat/es/#data (fecha de consulta: 03/09/2018)

Gavilanes-Terán I., Jara-Samaniego J., Idrovo-Novillo J., Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., 2016. Windrow composting as horticultural waste managementstrategy – a case study in Ecuador. *Waste Manage.* 48, 127–134.

Iglesias Jiménez E., Pérez García V., 1992. Determination of maturity indexes forcity refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 331–343.

INEC, 2017. Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua. https://doi.org/10.4206/agro-sur.1974.v2n2-09 (fecha de consulta: 03/09/2018)

Kalamdhad A.S., Singh Y.K., Ali M., Khwairakpam M., Kazmi A.A., 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresour. Technol.* 100, 6442–6450.

Rasapoor M., Adl M., Pourazizi B., 2016. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *J. Environ. Manage.* 184, 528-534.

Stentiford E.I., 1996. Composting control: principles and practice. En: de Bertoldi, M. (Ed.) *The Science of Composting. Part I*. Blakie Academic and Professional, Glasgow, pp. 49-59.

US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use. https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide to Compost Use8x10.pdf (fecha de acceso: 18/09/2018).

Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertoldi M., 1981. Evaluating toxicity of in mature compost. *BioCycle* 22, 54–57.

COMPOSTAJE DE ESTIERCOL DE OVEJA Y GALLINAZA CON RESTOS DE PODA DE VID

Aurelia Pérez-Espinosa[1], Luis Navarron[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Enrique Agulló[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Concepción Paredes[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), aurelia.perez@umh.es

RESUMEN: La adición de materiales orgánicos al suelo como fuente de enmienda orgánica es una práctica habitual en agricultura. Usualmente en el viñedo se realizan aplicaciones de estiércoles frescos o estabilizados deficientemente (almacenados en pilas por breves periodos y sin control de condiciones de aireación). En este trabajo se llevó a cabo un proceso de optimización de la gestión agronómica de esos estiércoles (de oveja y gallinaza) mediante su compostaje con residuos procedentes de la poda de la vid como agente estructurante. Para ello se elaboraron 4 pilas de compostaje, una inicial con una mezcla de estiércol de gallinaza + oveja (1:3 V/V), que servirá de pila control y tres pilas más adicionando poda de vid al 9, 17 y 23 (% V/V) a la pila control. Se han analizado las materias primas empleadas, la mezcla inicial, así como el compost final obtenido, controlando las condiciones de exotermia durante el proceso y analizando los parámetros pH, CE, materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), contenido nutricional NPK y sodio, polifenoles solubles, capacidad de cambio catiónico y carbono total extraíble (C húmicos y C fúlvicos). En general se produjo un descenso importante de los valores de MOT, así como de la relación C/N durante el proceso de compostaje y un claro aumento de la CCC de los compost finales. En las cuatro pilas se alcanzaron los criterios de higienización.

PALABRAS CLAVE: compost, control de temperatura, valor fertilizante.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la tipología de los ingredientes y sus proporciones en la mezcla a compostar es de gran importancia para elaborar un compost de calidad. La incorporación de materias primas cercanas al entorno está justificada con la finalidad de fomentar la economía circular en el entorno agropecuario y a nivel local creando oportunidades de importancia para las economías locales potenciando las sinergias entre la economía circular y las políticas en materias de energía, clima, agricultura e investigación, aportando beneficios al medio ambiente y a la economía (Directiva UE 2018/851). Por lo tanto, es necesario realizar ensayos con pilas de materiales como el estiércol de oveja y gallinaza, que tienen gran importancia en la zona de estudio, y restos de la poda de la vid, que es un residuo que también se genera en gran cantidad por el cultivo de viñedos en la zona. El objetivo de este trabajo es el estudio del proceso de compostaje de estos materiales residuales y su manejo, tanto a nivel de control de la pila durante el proceso (temperatura y humedad) como controlando la calidad agronómica del producto final obtenido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

Este ensayo se desarrolló en la finca Las Pochoruelas (Las Mesas, Cuenca) controlando en las pilas la temperatura y la humedad, así como la temperatura ambiental, realizándose el ensayo al

aire libre y dando los volteos necesarios según se estimaba con el control de la temperatura. Los ingredientes de las pilas se muestran en la Tabla 1. Las pilas eran estáticas de 1,5 x 2 x 2 m. La duración total del ensayo fue de casi seis meses en todas las pilas. Los ingredientes se muestran en la Tabla 1, observando que el pH está entorno a la neutralidad en los estiércoles y ligeramente ácido en la poda de vid. Los valores de la CE son elevados en ambos estiércoles, así como los valores de sodio y de polifenoles, debido seguramente a la incorporación de paja de cereales en la dieta o en el manejo de los animales.

Tabla 1. Ingredientes de los procesos en % s.m.f. (A) y sus principales propiedades (B).

(A) Proceso de compostaje	Estiércol oveja	Estiércol gallina	Poda de vid
GVA 1	75	25	--
GVA 2	68	23	9
GVA 3	62	21	17
GVA 4	58	19	23
(B) Propiedades			
Densidad (kg l^{-1})	0,25	0,38	0,22
Humedad (%)	59,1	64,4	15,9
pH	7,52	7,03	6,08
Cond. Eléctrica, CE (dS m^{-1})	7,7	7,58	1,55
Materia org. total, MOT (%)	72,5	68,4	92,8
Carbono org. total, COT (%)	35,1	34,1	43,8
Nitrógeno total, NT (%)	2,27	2,91	0,99
Relación COT/NT	15,1	11,9	45,9
P (g kg^{-1})	6,34	13,6	0,8
K (g kg^{-1})	25	23,5	5,88
Na (g kg^{-1})	7,87	7,86	0,51
Polifenoles hidrosol. (mg kg^{-1})	6.271	7.078	3.876

2.2. Métodos analíticos y estadísticos

Los muestreos de los compost se realizaron como resultado de varias submuestras tomadas de sitios diferentes de la pila al inicio del proceso y al final. Las muestras se secaron al aire y se molieron a 0,5 mm para su análisis acorde con los métodos usados por Bustamante y col. (2012), determinándose los parámetros: humedad, pH y conductividad eléctrica en el

extracto acuoso 1:10 (p/v), materia orgánica total por calcinación a 430 ºC, carbono orgánico total y nitrógeno total, quemando la muestra a 1020 ºC en un analizador elemental, relación C/N, contenido de P, K, Na previa digestión nítrico-perclórica, capacidad de cambio catiónico (CCC) y polifenoles solubles. Tras la extracción con hidróxido sódico (Cegarra y col., 1974) se determinó el carbono extraído en analizador de muestras líquidas TOC-VCSN (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan) y también el C después de la precipitación de los ácidos húmicos a pH 2 en el extracto de hidróxido sódico. Para ácidos fúlvicos se determinó el carbono como se hace con el carbono extraíble. El % de carbono de los ácidos húmicos (Cah), se calculó por diferencia del carbono total extraíble asociado a las sustancias húmicas (Cex) y el carbono de ácidos fúlvicos (Caf). Se realizó un análisis estadístico Anova para cada proceso individual de compostaje en función del tiempo (inicial y final) y un análisis general lineal multivariante MGLM donde se consideraron las variables tipo de compostaje (TC) y tiempo (inicial y final). Se empleó la prueba Tukey-b como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre medias específicas, mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% ($P < 0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestran los parámetros de seguimiento térmico del compostaje en cada una de las pilas. Como puede verse. las temperaturas máximas alcanzadas por las cuatro pilas sobrepasaron los 70 ºC, (alcanzándose valores de casi 85 ºC en la GVA 1 sin estructurante) siendo estas altas temperaturas un factor clave para la higienización de las pilas de compostaje y, asimismo, presentaron un número muy elevado de días (entre 139 y 164) con temperatura > 40 ºC en todas ellas. Estos valores máximos de temperatura alcanzados en todas las pilas son superiores a los alcanzados en otros trabajos de compostaje de residuos ganaderos (Khan y col., 2014, Jiang y col., 2015). El índice EXI2 se calculó como el sumatorio cuadrático de la diferencia diaria de temperatura del interior de las pilas y la temperatura ambiental, siendo útil para estudiar procesos de compostaje a nivel exotermia total. Todas las pilas presentaron niveles EXI2 muy elevados, siendo mayor este índice conforme aumenta el porcentaje de poda en su composición. En la Figura 1 se muestra el perfil térmico de la pila GVA 1 (pila control sin estructurante).

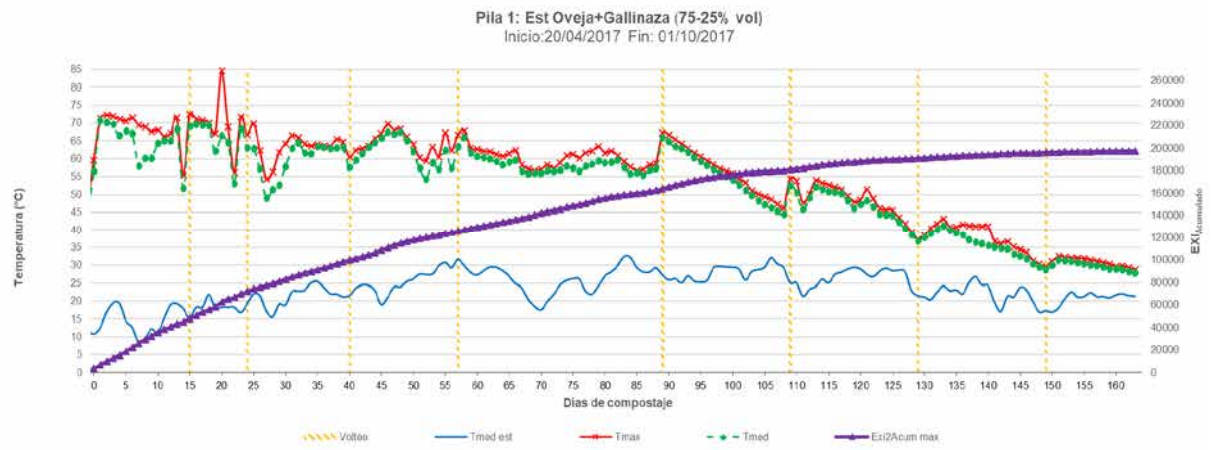


Figura 1. Perfil térmico y EXI2 para la pila GVA 1.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico de los procesos de compostaje.

Parámetro	GVA 1	GVA 2	GVA 3	GVA 4
Días fase bioxidativa	157	177	178	183
Nº Días F. Bio-oxid/ >40ºC	139	163	158	164
Temperatura máxima pila	84,7	74,1	74,4	75,1
Temperatura promedio pila	55,1	56,5	57,2	57,0
Índice EXI2 (ºC²)	197.634	243.089	254.099	263.397
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	1259	1373	1428	1439

En la Tabla 3, se muestra el análisis general lineal multivariante (MGLM) donde se consideraron las variables tipo de compostaje (TC) y tiempo (inicial y final). Respecto al tiempo, podemos observar cómo se produjo un aumento importante de nutrientes solo para P, así como de Na y también de la CCC y del Ch. Respecto a comparar los tipos de compostaje destacó el descenso importante de los polifenoles a medida que se incorporó estructurante en la pila y un aumento de la cantidad de N en la pila al incorporar poda de vid.

Tabla 3. Análisis General Multivariante.

	pH	CE	MOT	Cex	Cf	Ch	Na	CCC	Polif.	N	P
TC											
GVA 1	8,24b	6,3b	55,7b	8,7a	5,35a	3,42a	7,2a	76,4b	6624c	2,0a	7,6b
GVA 2	7,79a	6,8c	58,7c	10,4c	6,90c	3,52a	8,3b	74,4b	6297c	2,7d	8,7c
GVA 3	7,79a	6,8c	56,2b	9,7b	6,12b	3,55a	8,0b	65,8a	4507b	2,2b	7,2a
GVA 4	7,69a	5,9a	54,6a	10,3c	6,35bc	3,90b	6,8a	75,5b	2231a	2,6c	7,1a
MGLM	85***	80***	58***	38***	15***	6,4**	24***	21***	339***	158***	73***
Tiempo											
Inicial	7,74a	6,9b	76,6b	10,4b	8,86b	1,57a	7,2a	39,5a	5600b	2,4a	6,3a
Final	8,01b	6,0a	36,0a	9,1a	3,49a	5,62b	7,9b	106b	4230a	2,4a	9,0b
MGLM	106***	264***	31967***	115***	1072***	2376***	21***	3909***	156***	ns	975***

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$).

En la Tabla 4 se muestran los valores obtenidos para los parámetros en cada pila para los muestreos inicial y madurez. Se produjo un aumento del pH en todas las pilas durante el compostaje y un descenso en la CE en las pilas 1 y 4, produciéndose también un descenso muy significativo del K en estas pilas. Se produjo en todas las pilas un aumento muy importante del valor fertilizante a nivel de fósforo. Además, presentaron unos niveles de Na elevados en todas las pilas ya que probablemente se incluyó sal como complemento de la dieta de los animales. La pila GVA 1 mostró niveles de polifenoles elevados, debido a la incorporación en la dieta de la oveja de paja de cereales y en general, tras el compostaje, en todas las pilas excepto en la GVA 2, se produjo un descenso importante de los polifenoles. La MOT tuvo un descenso muy importante,

así como de la relación C/N. Los compost finales presentaron una CCC muy elevada, superando todos ampliamente un valor > 67 meq/100 g s.m.o., propuesto por Iglesias y Pérez (1992) como indicativo de madurez. Respecto a los valores de Cf a Ch, se produjo para todas las pilas un descenso del Cf con el compostaje respecto a un aumento del Ch durante el compostaje indicativo de estabilización de la materia orgánica durante el proceso bioxidativo.

Tabla 4. Principales parámetros físico-químicos y químicos tras el compostaje (I. inicial y M. madurez).

	pH	CE dS m^{-1}	NT %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}	Na g kg^{-1}	Polifenoles h. mg kg^{-1}
GVA 1 (I)	8,17a	6,9b	2,07b	6,8a	29,4b	7,9a	7029b
GVA1 (M)	8,32b	5,7a	1,93a	8,5b	21,2a	7,9a	6220a
F-anova	6,9*	72,2**	88,2**	676***	852***	ns	59,7**
GVA 2 (I)	7,62a	6,8a	2,60a	6,7a	24,9a	8,7a	5993a
GVA 2 (M)	7,97b	6,9a	2,89b	10,7b	26,0b	9,1a	6602b
F-anova	29,7**	ns	17,4*	472***	12,4*	ns	23,4**
GVA 3 (I)	7,67a	6,9b	2,19a	5,7a	16,6a	7,6a	6622b
GVA 3 (M)	7,90b	6,6a	2,26b	8,7b	27,8b	9,2b	2393a
F-anova	25,0**	10,1*	6,6**	1584***	660***	11,3***	110***
GVA 4 (I)	7,50a	6,8b	2,76b	6,1a	25,2b	7,8a	2756b
GVA 4 (M)	7,88b	5,0a	2,44a	8,1b	21,3a	7,2a	1707a
F-anova	63,5**	702***	18,2*	51,7**	198***	ns	382***

	MOT %	Perd. MO %	CCC meq/100g m.o.	COT %	Cex %	Cf %	Ch %	C/N
GVA 1 (I)	77,6a	0a	40,3a	40,8	11,2b	9,2b	2,0a	19,8b
GVA 1 (M)	33,9b	85,4b	112,5b	21,0	6,3a	1,5a	4,9b	10,9a
F-anova	8381***	2351***	5778***	565***	2131***	10857***	3784***	544***
GVA 2 (I)	77,0	0a	39,5	42,1b	8,9a	7,7b	1,2a	16,3
GVA 2 (M)	40,4	79,9b	109,4	27,3a	11,9b	6,5a	5,8b	9,5
F-anova	5707***	12835***	849***	678***	1131***	60,457**	479***	1809***
GVA 3 (I)	77,5b	0a	37,3a	39,8b	11,0b	9,4b	1,5a	18,2b
GVA 3 (M)	34,8a	84,7b	94,4b	25,2a	8,4a	2,8a	5,6b	11,2a
F-anova	7680***	25320***	316***	325***	1014***	990***	387***	273***
GVA 4 (I)	74,1b	0a	41,0a	39,4b	10,8a	9,1b	1,6a	14,3b
GVA 4 (M)	35,1a	81,2b	110,1b	25,6a	9,9a	3,6a	6,2b	10,5a
F-anova	12580***	28552***	3241***	897***	ns	90,5**	980***	94**

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

4. CONCLUSIONES

Todas las pilas evolucionaron adecuadamente tras el compostaje, con grandes pérdidas de MOT, descenso de la relación C/N, aumento de C húmicos y descenso de CF que indican estabilización con un gran aumento de la CCC y del P que son favorables para su uso agrícola, sin embargo, hay que prestar atención a los elevados niveles de CE finales en todos los compost. Todas las pilas alcanzaron los criterios de higienización y se produjo un descenso muy importante de los niveles de polifenoles proporcional a la introducción de la poda de vid.

5. BIBLIOGRAFÍA

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

Cegarra J., Reverte L., Lax A., Costa F., 1974. Factores que influyen en la extracción y fraccionamiento de la materia orgánica del suelo. *Anal. Edaf. Agrobiologia*. 33, 575-590.

Iglesias Jimenez E., Pérez García V., 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosystems Environ*. 38, 331-343.

Jiang J., Liu X., Huang Y., Huang H., 2015. Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste manage*. 39, 78-85.

Khan N., Clark I., Sánchez Monedero M.A., Sea S., Meier S., Bolan N., 2014. Madurity índices in co-composting of chiken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technol.* 168, 245-251.

DESARROLLO DE SINERGIAS TERRITORIALES PARA LA GESTIÓN DE MATERIA ORGÁNICA RESIDUAL AGRÍCOLA Y URBANA: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN VILLENA (ALICANTE)

Francisco Borja Sánchez-García[1], Mª Teresa Fernández-Suárez[1], María del Valle Palenzuela[2], Raúl Moral[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], María Teresa Cháfer[3]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra. Utrera, km 1, 41013-Sevilla, [3]Dirección General de Desarrollo Rural y PAC. C/ Castán Tobeñas, 77, Ed. B4, 2ª. 46018-Valencia, raul.moral@umh.es

RESUMEN: La producción de biomasa residual procedente de las actividades de manipulación de vegetales conlleva una gestión de tal manera que no perjudique a las personas ni al medio ambiente, por ello se propone un proceso de co-compostaje empleando destríos de la industria agroalimentaria, poda urbana municipal y estiércol vacuno, la gestión de estos residuos se lleva a cabo dentro del propio municipio donde se producen para ser empleado por los agricultores de la cooperativa, cerrando el ciclo de la materia orgánica, reduciendo el impacto del transporte y convirtiendo un residuo en recurso de alto valor añadido. Para este ensayo se emplearon como materias primas destrío agroalimentario de hortícolas, puerro caracterizado por su elevada humedad y CE, como complemento a la mezcla se le adiciona poda municipal triturada con un tamaño de 15 cm que proporcione porosidad a la mezcla y estiércol vacuno. Con estos materiales se realizó un proceso de compostaje de pila abierta con volteos periódicos de 300 m^3, la mezcla ensayada está compuesta de puerro (58,5%), poda urbana (26,3%) y estiércol vacuno (15,2%), se realizó un seguimiento de la evolución de la temperatura y los análisis se realizaron sobre los muestreos sobre los materiales iniciales y al inicio (T=0), fin de la fase bioxidativa (T=97) y final de maduración (T=127) de las pilas, en los análisis se estudió la evolución del pH, Ce, materia orgánica, contenido NPK, índice de germinación y concentración de polifenoles. Durante el proceso de compostaje y como resultado de la degradación de la materia orgánica se observa que el pH se aumenta conforme avanza el proceso, como resultado de la lixiviación durante el proceso se aprecia una disminución de la CE, apreciable en las pérdidas de K. El compostaje de estos residuos agroalimentarios-urbanos resulta beneficioso en cuanto a la estabilización de la materia orgánica con una relación C/N adecuada para su uso agrícola.

PALABRAS CLAVE: puerro, estiércol, poda, co-compostaje, agrocompostaje, calidad.

1. INTRODUCCIÓN

En el entorno de la comarca de Villena se desarrolla una potente actividad agrícola que demanda de una gestión sostenible del suelo y de los recursos. Diversas cooperativas están uniendo esfuerzos junto al ayuntamiento para gestar un escenario de agrocompostaje que permita generar un flujo de compost significativo orientado a los propios cooperativistas a partir de sus propios subproductos y residuos incluyendo las podas. Existe además oportunidades de valor añadido al contar entre esos flujos residuales materiales como biomasa que potencialmente puede incorporar capacidades supresivas de patógenos (especies liliáceas vg. Puerro o podas de viñedo). En este ensayo se realizó un estudio del co-compostaje de los residuos de la industria de transformación de vegetales (destrío de puerro, DP), poda agrícola/municipal y estiércol va-

cuno. Se realizó el seguimiento, mediante el análisis de parámetros térmicos, físico-químicos y químicos, del proceso y del producto obtenido. Esta actividad está incluida en el Convenio de Comunidad Valenciana y la Universidad Miguel Hernández (2017-2018), que busca ofrecer a los agricultores e industrias agroalimentarias formas seguras, sostenibles y medioambientalmente amistosas para la gestión de los residuos orgánicos en el territorio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha configurado una pila (GVA 18) usando el destrío de puerro (DP), estiércol vacuno (EV) y poda urbana municipal (PM) triturada con un tamaño de 15 cm, según las proporciones que se muestran en la Tabla 1, siendo todos los residuos del término municipal de Villena. El DP presenta una elevada humedad del (89,3 %), pH neutro, relación C/N media, una CE alta destacando su contenido en K y P, además de una concentración de polifenoles alta. El EV muestra un pH básico y elevado contenido en sales similar al DP destacando el contenido en K, en cambio tiene relación C/N media alta. Poda urbana presenta granulometría heterogénea caracterizada por una humedad en torno al 10%, CE baja, pH neutro y relación C/N alta y una baja densidad aparente.

Se procedió al montaje en sándwich de una pila de trapezoidal de 300 m^3 a lo largo de 40 metros (1,8 m altura y 3 metros de base). El sistema usado fue de compostaje en pila volteada con aireación pasiva y volteos periódicos (3 en total). La fase bio-oxidativa se consideró completa cuando la diferencia entre la temperatura de la pila y la ambiental fuera inferior a 10ºC durante 10 días consecutivos. Se realizaron 3 muestreos, al inicio, final de la fase bio-oxidativa y madurez. Las muestras se secaron al aire y trituraron para realizar las determinaciones analíticas. Los parámetros se analizados según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Tabla 1. Principales propiedades de los ingredientes (A) y proporción empleada (B).

(A) Propiedades	Destrío puerro (DP)	Estiércol vacuno (EV)	Poda urbana (PM)
Humedad (%)	89,3	68,0	11,4
Densidad Aparente DA (kg L^{-1})	0,267	0,225	0,156
pH (ud pH)	7,3	8,7	6,9
Conductividad eléctrica, CE (dS m^{-1})	13	11,55	1,94
Materia orgánica Total, MOT (%)	62,2	80,4	81,1
Nitrógeno Total, NT (%)	1,5	1,1	1,1
Carbono Orgánico Total, COT (%)	33,7	39,8	46,5
Relación CT/NT	23,2	35,6	42,3
Fósforo total, P total (g kg^{-1})	3,51	1,47	1,19
Potasio total, K total (g kg^{-1})	46,63	55,47	7,53
Na total (g kg^{-1})	13,49	12,28	1,34
Polifenoles (mg l^{-1})	3.628	5.670	4393
(B) Proceso de compostaje			
GVA 18 (%S.M.F.)	58,5	15,2	26,3
GVA 18 (% S.M.S.)	18,2	14,1	67,7

% S.M.F.: % Sobre Materia Fresca, %S.M.S.: % Sobre Materia Seca.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

La fase bioxidativa tuvo una duración de 79 días y 30 días en maduración, un total de 109 días. La Figura 1 muestra la evolución térmica del proceso. Se observa un proceso homogéneo y sin variaciones significativas. Se usó el índice EXI2 (Vico y col., 2018) como sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente.

Tabla 2. Seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 18
Días fase bioxidativa	79,0
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºc	64,0
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºc	52,0
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºc	38,0
Temperatura máxima pila	75,0
Temperatura promedio pila	49,0
Temperatura mínima pila	31,5
Índice EXI2 (ºc²)	92132
Ratio EXI2/días f. Bio-oxid.	1166

La fase bioxidativa duró 79 días (Tabla 2), donde se obtuvo un EXI2 acumulado similar al obtenido por Vico y col. (2018) en el compostaje de residuos agroindustriales. La fase termófila tuvo una temperatura máxima de 75ºC, contribuyendo a la adecuada higienización al estar elaboradas con estiércol vacuno.

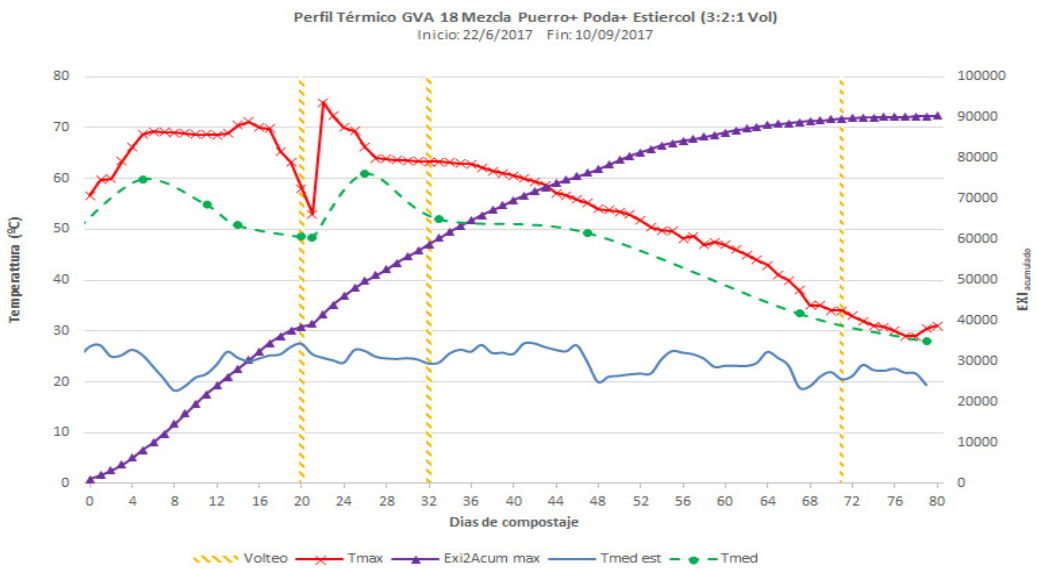


Figura 1. Perfil térmico y EXI2 acumulado en el proceso.

Los valores de pH fueron en aumento durante el proceso, próximos a la neutralidad al inicio, con valores de pH básicos hacia la madurez (Tabla 3). La conductividad eléctrica (CE) es elevada ya al inicio (> 5 dS m^{-1}), debido a los residuos de DP y EV. La CE disminuyó en la pila durante el compostaje, debido a los lixiviados que arrastran los iones disueltos, hecho que se correlaciona con la disminución del K. El P aumentó su concertación durante la fase bioxidativa al no estar relacionado con ningún proceso de pérdida por volatilización o lixiviación significativa. La pérdida MOT fue superior de 74%, como indicativo de la intensidad de la biodegradación. Es destacable la evolución de la mezcla en la fase de madurez, con una tasa de mineralización muy intensa que no se refleja de forma equivalente a nivel exotérmico.

Tabla 3. Parámetros de interés para el seguimiento del proceso de compostaje.

Fase compostaje	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	Pérdida MOT (%)	COT (%)	COT/TN	NT (%)	P (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})
Inicio	7,5	5,02	67,8	0	34,5	22,9	1,51	1,7	18,4
Final f. Bioxidativa	8,2	4,32	52,5	47,3	30,8	19,7	1,57	2,0	17,4
Madurez	8,7	3,15	35,4	73,9	20,2	17,0	1,19	2,1	15,9

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total;
NT: nitrógeno total; COT: carbono orgánico total

Tabla 4. Evaluación de la calidad de los compost obtenidos.

Parámetro	GVA 18
pH	8,7
CE (dS m^{-1})	3,15
MOT (%)	35,4
NT (%)	1,19
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	628
CCC (meq $100g^{-1}$ MOT)	565,6
CCC/COT (meq g^{-1} COT)	0,99
P_2O_5 (%)	0,5
K_2O (%)	1,91
Índice de germinación (%)	102,0
Carbono de ácidos fúlvicos, C_{af} (%)	1,53
Carbono de ácidos húmicos, C_{ah} (%)	3,78
Relación de humificación, RH (%), $C_{ex/}C_{OT}$ x100	26,2
Índice de humificación, IH (%), $C_{ah/}C_{OT}$ X 100	18,7
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x 100	71,2
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	2,48

CCC: Capacidad de Cambio Catiónico.

3.2. Producto

En el compost final el pH se situó por encima del rango adecuado para su uso agrícola, con una CE media (3,15 dS m^{-1}), y significativamente reducida durante el proceso (Tabla 4). La MOT en el muestreo final fue de 35,4%, que verifica el RD 506/2013. El valor de NT en el compost final (1,2%), se aleja de los encontrados en compost elaborados con digeridos de residuos ganaderos (Nogales y col., 2016). En base a la relación capacidad de cambio catiónica/carbono orgánico total (CCC/COT), el compost ha alcanzado un grado de madurez y estabilidad adecuadas (Bernal y col., 2008), aunque habría que tener en cuenta el resto de parámetros. Se observa un valor bajo de polifenoles hidrosolubles en el compost, que junto al índice de germinación superior a 100, indicativa la ausencia de fitotoxicidad.

4. CONCLUSIONES

La propuesta de co-compostaje establecida en este experimento piloto se ha demostrado idónea a nivel operativo, tanto en cuanto al proceso (con adecuada exotermia y condiciones de higienización, datos no mostrados) como respecto al producto, con adecuada calidad y capacidad fertilizante. El sistema usado ha favorecido la reducción de sales y de especies potencialmente fitotóxicas aunque también se han reducido las concentraciones de nitrógeno total y potasio de la pila a lo largo del proceso. Sería necesario ampliar el estudio respecto a la capacidad supresiva de fitopatógenos de este compost.

5. BIBLIOGRAFÍA

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(22, Sp. Iss. SI), 5444-5453.

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

Nogales R., Fernández-Yepes J., Llopis T., Molina-Alcaide E., 2016. Biotransformación, con o sin lombrices, de estiércoles de cabras alimentadas con diferentes dietas. V jornadas de la Red Española de Compostaje, pp. 146-151, Sevilla.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage.* 226: 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Generalitat, a través de la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural y La Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje. Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado en este proyecto a la Cooperativa Agrícola de Villena, la Cooperativa de Las Virtudes y al Ayuntamiento de Villena y especialmente a José Tomás Molina.

DESARROLLO DE UN COMPOST ORIENTADO A LA AGRICULTURA ECOLÓGICA BIODINÁMICA CON RASPÓN DE VID Y ESTIÉRCOL DE OVEJA: PILOTO AGROCOMPOSTAJE EN NOVELDA (ALICANTE)

Francisco Borja Sánchez-García[1], Mª Teresa Fernández-Suárez[1], María del Valle Palenzuela[2], Alfons Dominguez[3], Raúl Moral[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra, Utrera, km 1 41013-Sevilla, [3]Servicio de Producción Ecológica, Innovación y Tecnología. Estación Experimental Agraria de Carcaixent, Partida Barranquet s/n, 46740-Carcaixent, Valencia, borsanxez@gmail.com

RESUMEN: Para dotar de mayor calidad y valor añadido a sus productos agrícolas, muchos agricultores están desarrollando acreditaciones de su producción como la asociada a la agricultura ecológica o la biodinámica como el sello Demeter. En este último caso, los agricultores deben producir su propio compost en condiciones adecuadas, incluyendo insumos, control y duración del proceso y calidad del compost final. Sin embargo, las materias primas residuales adecuadas son escasas. Por ello, en este trabajo se desarrolló y validó un proceso de compostaje binario (siguiendo requisitos del sello Demeter) usando raspón de uva procedente de una cooperativa vitivinícola y estiércol de oveja (31,1 + 68,9% s.m.f. / 25,1 + 74,9 % s.m.s respectivamente). Este piloto se realizó al amparo del Convenio de Agrocompostaje entre la Universidad Miguel Hernández de Elche y la Generalitat Valenciana (2017-2018). Con esta mezcla se formó una pila de 42 m^3 usando riego por goteo zenital y se controló la temperatura y la aireación mediante volteos periódicos. Se tomaron muestras de los materiales iniciales, de la mezcla inicial del proceso (t=0d), del final de la fase bioxidativa (t= 90d) y al final de la fase de maduración (t= 120d). Se cuantificó el incremento de temperatura producido por la actividad microbiana mediante el índice EXI2, mostrando un perfil térmico ralentizado inicialmente por la presencia de polifenoles hidrosolubles. Se analizó la calidad del compost producido incluyendo un análisis de elementos fertilizantes orientado a un potencial cultivo de granado biodinámico.

PALABRAS CLAVE: compostaje, Demeter, calidad, exotermia.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de la agricultura ecológica existe un enfoque diferencial denominado como agricultura biodinámica que está creciendo dentro del mercado ecológico europeo. Por ello. muchos de los productores agrícolas españoles deciden certificarse en agricultura biodinámica mediante el sello específico Demeter para así poder dotar de mayor valor y acreditación a sus productos a la hora de exportarlos al extranjero. La agricultura biodinámica se basa en el uso de productos biodinámicos que actúan como organizadores, iniciadores, armonizadores e impulsores de procesos biológicos y bioquímicos en el suelo o en los fertilizantes. Según esta corriente, se optimiza la germinación, el enraizamiento y la fructificación en las plantas, respectivamente, fortaleciendo la salud y la resistencia a las enfermedades y plagas (Alecu y Alecu, 2015). Dentro del sello Demeter es obligado que los agricultores produzcan su propio compost a partir de materiales de origen ecológico (orgánico), en un entorno de compostaje de larga duración. Por ello en este experimento nos planteamos como objetivo definir, desarrollar y validar una mezcla de residuos orgánicos adaptados a un entorno de manejo biodinámico del sureste español, estudiando el perfil térmico, proceso y producto obtenido en un caso práctico de agrocompostaje a base de estiércol de oveja, usando raspón de uva como agente estructurante.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El presente piloto se lleva a cabo en los terrenos del propio agricultor situados en el municipio de Novelda (Alicante). Se establece un sistema de co-compostaje mediante pila volteada (trapezoidal de 21 m^3; 2,7 m de ancho, 1 m de alto y 20 m de largo) formada por raspón de uva procedente de una cooperativa vitivinícola del municipio de Algueña (Alicante) y estiércol ecológico de oveja procedente de Albacete. El montaje se realiza tipo sándwich con una proporción de raspón-estiércol (31,1+ 68,9/25,1+74,9 %s.m.f/%s.m.s). Una vez realizado el montaje se procede a voltear todos los materiales con ayuda de una pala cargadora y regando hasta conseguir una humedad del 60%. También se realizó un surco en la parte superior de la pila para instalar un sistema de riego por goteo y así asegurar la correcta humedad de la pila. El montaje se llevó a cabo el día 14 de junio de 2017 (t=0); el final de la fase bio-oxidativa se completó el 16 de septiembre de 2017 (t=94); dejando un mes para la maduración (t=124).

Se realizó un muestreo de los materiales iniciales y la pila se muestreó en tres ocasiones, al inicio del proceso, al final de la fase bio-oxidativa y tras la maduración. Cada muestra de compost se obtuvo como resultado de 8 submuestras tomadas de sitios diferentes de la pila, considerando todo el perfil (desde la parte superior hasta la parte inferior). Las muestras se secaron al aire y se molieron a 0,5 mm para su análisis. En las muestras se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (C_{OT}), pérdida de materia orgánica, relación C_{OT}/N_T, contenido nutrientes NPK y Na. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) de forma asociada a cada muestreo para poder correlacionar el perfil térmico, según Vico y col. (2018).

El raspón de uva se utilizó como estructurante debido a su baja densidad y su alta relación C/N (Tabla 1). Su humedad es óptima (61,1%) y tiene un alto contenido en materia orgánica (89,8%). Su alta concentración en polifenoles puede inhibir o ralentizar el proceso. El estiércol de oveja presenta un alto contenido en nitrógeno que le confiere una relación C/N baja. También se caracteriza por una alta conductividad eléctrica (CE) debido a su alta concentración de iones de potasio y sodio.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los ingredientes utilizados (s.m.s).

Propiedades	Raspón de uva	Estiércol de oveja
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,085	0,377
Humedad (%)	61,1	47,6
pH	8,1	7,5
Cond. Eléctrica (dS m^{-1})	2,80	8,61
Materia org. total, MOT (%)	89,8	57,3
Carbono org. total, C_{OT} (%)	47,7	28,8
Nitrógeno total, N_T (%)	0,75	1,47
Relación C_{OT}/N_T	63,6	19,5
P (g kg^{-1})	0,35	4,95
K (g kg^{-1})	26,94	27,99
Na (g kg^{-1})	3,54	8,92
Polifenoles (mg kg^{-1})	2.601	1579

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

En este experimento se puede comprobar que la temperatura aumenta rápidamente alcanzándose valores térmicos superiores a los 60ºC en los primeros días de proceso. Los volteos realizados sirvieron para homogeneizar la masa, suministrar oxígeno al proceso y así, lograr reactivar la microbiota presente, al disponer nuevamente de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables.

Como se puede observar en la Tabla 2, el proceso bioxidativo ha durado 95 días, de los cuales, 81 días estuvo a más de 40ºC. La temperatura máxima alcanzada fue de 64,3ºC y la temperatura media de 45,9ºC. En la gráfica también se representa el índice EXI2. Se puede ver una evolución ascendente del EXI2 acumulado, siendo más pronunciada en los primeros días del proceso ya que se libera más energía en forma de calor debido al aumento de la actividad microbiana. Durante el proceso se alcanza un índice EXI2 de 81.413 y una ratio EXI2/días bio-oxidativa de 857, homologables a otros procesos de agrocompostaje de estiércoles ganaderos.

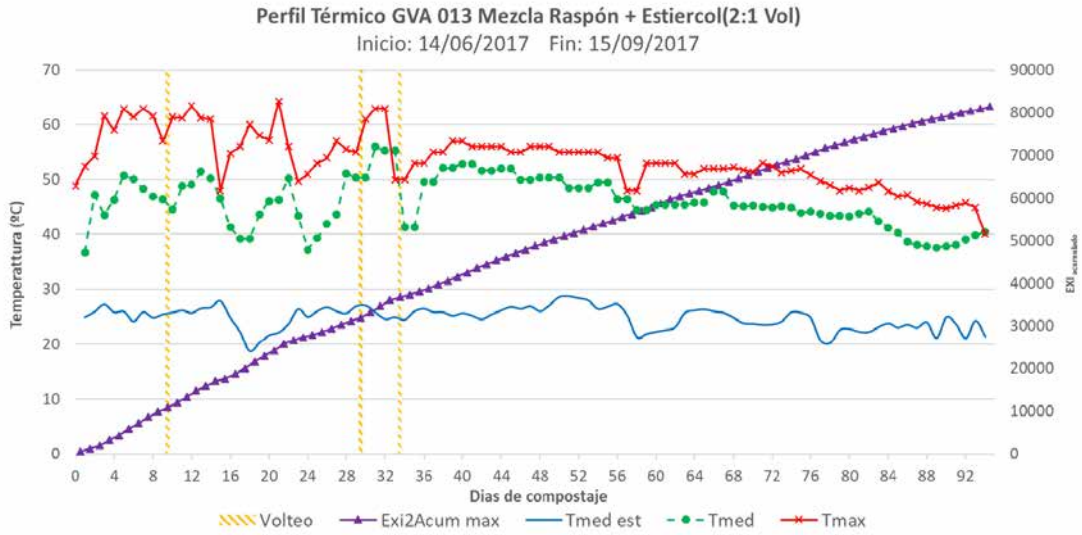


Figura 1. Evolución de los parámetros térmicos de la pila.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 13
Días fase bio-oxidativa	95
Nº Días F. bio-oxid/ >40ºC	81
Temperatura máx. pila (ºC)	64,3
Temperatura promedio pila (ºC)	45,9
Índice EXI² (ºC²)	81.413
Ratio EXI²/días f. bio-oxid.	857

Analizando la evolución del proceso (Tabla 3), podemos decir que el pH se incrementa durante la fase bio-oxidativa y en la fase de maduración desciende. El contenido de nutrientes (N, P y K) suele incrementarse durante el proceso de compostaje debido a un efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de MOT, en el ensayo planteado se observa una disminución de la concentración de N_T, P y K durante el proceso, potencialmente ligada a pérdida de nutrientes y elevadas tasas de mineralización. En este sentido, el contenido de MOT disminuye a lo largo del proceso de compostaje correspondiendo el mayor descenso con la etapa termófila La relación C_{OT}/N_T suele descender durante el compostaje debido a la pérdida de carbono orgánico por la mineralización de la materia orgánica y el incremento del contenido de N_T derivado de la pérdida de peso de la pila (Bustamante y col., 2008). En este caso se produce un aumento de esta relación debido a una relación inicial muy baja, que favorece la pérdida de N_T, y junto al descenso del C_{OT} se induce una evolución inversa.

Tabla 3. Evolución de los principales parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje. (s.m.s)

	Humedad %	pH	CE dS m^{-1}	MOT %	Pérdida MO %	C_{OT} %	C_{OT}/N_T	NT %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}
M1 Start-up	66,8	7,48	6,50	66,9	0	36,4	13,2	2,25	4,70	24,40
M2 Final Bio-oxidativa	47,2	8,32	4,32	49,7	51,0	19,6	17,1	1,15	3,32	16,70
M3 Madurez	40,9	7,95	4,26	41,5	64,8	20,4	15,6	1,31	3,41	16,20

3.2. Producto

El compost maduro (Tabla 4) tiene carácter ligeramente básico, con un pH de 7,95 siendo adecuado para su uso agrícola. El valor de CE fue de 4,26 dS m^{-1}, valor que puede ser limitante para su uso agrícola. Su contenido en MOT fue ligeramente bajo con un 41,5%. En base a la relación CCC/C_{OT}, el compost alcanzó un grado de madurez y estabilidad adecuados. En cuanto al contenido de N_T fue del 1,3 %, siendo inferiores a otros materiales utilizados frecuentemente como enmiendas de suelos (Bustamante y col., 2008). La concentración en sustancias húmicas se situó en torno al 2,65% s.m.s, siendo mayoritarios los ácidos húmicos frente a los fúlvicos. Los valores de los índices de humificación en el compost final fueron superior al valor límite establecido por diferentes autores verificándose los criterios de calidad-madurez-estabilidad estructural. A nivel de fitotoxicidad, el compost elaborado es fitoestimulante (>100%) para *Lepidium sativum.* Aun así, no se recomienda su uso en elevadas proporciones en cultivo en contenedor, sino que se recomienda en cultivos leñosos y arbustivos en dosis conservativas inferiores a 10 t ha^{-1} s.m.f.

4. CONCLUSIONES

El compostaje de residuos de raspón de uva con estiércol de oveja es viable y ha alcanzado niveles de estabilización y calidad de la materia orgánica adecuados. A nivel de producto final, el compost generado presenta una calidad adecuada en cuanto a su capacidad de cambio catiónico y nula fitotoxicidad. Aunque sería un compost utilizable en agricultura ecológica, serían necesarias más investigaciones para discernir el efecto del manejo biodinámico sobre la calidad del compost, especialmente usando los adecuados controles y repeticiones. En el

caso que nos ocupa, sería adecuado recomendar al agricultor corregir la proporción de los materiales utilizados para aumentar la relación COT/NT de la mezcla inicial para evitar pérdidas excesivas de NT, pero sin olvidar el potencial aumento de polifenoles hidrosolubles de la mezcla inicial.

Tabla 4. Parámetros de evaluación del producto final (s.m.s)

Parámetro	GVA 13
Humedad (%)	40,9
pH	7,95
CE (dS m^{-1})	4,26
MOT (%)	41,5
N_T (%)	1,31
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	330
CCC (meq/100g MOT)	122
CCC/C_{OT} (meq gC_{OT}^{-1})	2,14
P_2O_5 (%)	0,78
K_2O (%)	1,95
Índice de germinación, IG (%)	143
Carbono extraíble (%)	2,65
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	0,72
Carbono de ácidos húmicos (%)	1,93
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x 100)	13,00
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} x 100	9,46
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x100	72,70
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	2,75

CCC: Capacidad intercambio catiónico.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alecu I.I., Alecu E., 2015. Biodynamic agriculture versus organic farming. *Journal of Biotechnology* 208, S48–S49 (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168165615003879)

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.

Vico A, Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R. 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage*. 226, 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca dentro del proyecto Agrocompostaje para el sector agrario valenciano dentro del Convenio de colaboración entre la Generalitat a través de la Consellería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio climático y Desarrollo Rural y la Universidad Miguel Hernández de Elche para la investigación y su experimentación en Agrocompostaje para el año 2017-2018.

EFECTO DE VARIOS PRETRATAMIENTOS PARA MEJORAR LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA CON LODO DE AGUAS RESIDUALES

Rosario Solera[1], Diego Sales[1], María Luisa Muñoz[1], Montserrat Pérez[1].

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, IVAGRO, Campus de Puerto Real Universidad de Cádiz, rosario.solera@uca.es

RESUMEN: Se llevó a cabo un ensayo del potencial bioquímico de metano (BMP) para estudiar el aumento de la biodegradabilidad de los lodos pretratados de aguas residuales y la mejora del proceso de digestión anaerobia en términos de eficacia depurativa y producción de metano. Se ensayaron seis condiciones de pretratamiento enzimático con lodos fermentados a distinta concentración, con *Bacillus licheniformis* y con adición de enzimas (glucanasa, celulasa, proteasa). Se concluye que el pretratamiento de lodos de depuradora con *Bacillus lichenformis* provoca una mayor solubilización de la materia orgánica favoreciendo la generación de metano en el proceso de digestión anaerobia del lodo. En términos de productividad de metano el pretratamiento enzimático con proteasa al 0,3% es el más favorable. Con todo, cualquiera de los pretratamientos enzimáticos probados aumenta la productividad de metano.

PALABRAS CLAVE: Ensayos BMP, Biometanización, *Bacillus licheniformis*.

1. INTRODUCCIÓN

La valorización de lodos de aguas residuales se puede realizar mediante digestión anaerobia. Debido a que el rendimiento del proceso anaerobio está relacionado con la biodisponibilidad de la materia orgánica, es campo de estudio el tipo de pretratamiento que deben de sufrir los lodos para incrementar su biodegradabilidad, siendo los pretratamientos enzimáticos uno de los tipos más utilizados (Parrado y col., 2017). Los ensayos de biodegradabilidad se realizan para determinar el potencial de metano de residuos de diferente naturaleza. Estos ensayos proporcionan una estimación aproximada del biogás que se generaría en el proceso de digestión anaerobia. No obstante, esta producción dependerá no sólo de la degradabilidad del sustrato sino también de factores tales como la carga de proceso, tiempo hidráulico de retención, la temperatura y el tipo de digestor (Angelidaki y col., 2009).

El procedimiento se lleva a cabo en ensayos por lotes o discontinuos durante un período de tiempo suficiente para que el carbono disponible en el sustrato ensayado sea convertido a biogás. Normalmente se considera el tiempo de ensayo hasta que la producción de biogás en los reactores ensayos es el mismo que el biogás generado en los reactores control a los que no se ha añadido ningún sustrato. En la práctica, esto puede suponer entre 5 y 100 días dependiendo de las características del material degradable (Angelidaki y col., 2009).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos de biodegradabilidad a 7 muestras de lodos tratadas mediante diferentes procedimientos de índole químico y/o biológico cuya principal característica se recoge en la Tabla 1.

Las pruebas de BMP se estudiaron en frascos de 250 ml con 200 ml de volumen de trabajo en condiciones mesófilas (35°C) en un agitador orbital a 85 rpm. La concentración inicial de inóculo fue 40% (v / v). Para reducir la producción de gas de fondo, el inóculo se almacenó durante 4 días previamente.

Se realizó por triplicado para confirmar si los resultados eran reproducibles. Durante la digestión, el volumen de gas producido se midió usando un método de manometría. La presión del gas en el espacio libre de la botella y la composición del biogás se determinaron diariamente empleando un medidor de presión y un detector comercial de gas metano (Montañés y col., 2015).

La producción de metano se calculó suponiendo un comportamiento ideal del gas en condiciones normales (0 °C, 101325 Pa)1,2. Las características de las muestras ensayadas se presentan en la Tabla 1, donde se recoge el pretratamiento al que ha sido sometido el lodo.

Tabla 1. Identificación de las muestras sometidas a ensayos de biodegradabilidad anaerobia mesofílica

Muestra	Tipo de lodo
A	Lodos + Lodos fermentados 1:2
B	Lodos + Lodos fermentados 1:10
C	Lodos + Glucanasa 0,3 %
D	Lodos + Celulasa 0,3 %
E	Lodos + Proteasa 0,3 %
F	Lodos fermentados con B. *licheniformis* 288 h
G	Lodos control

Los ensayos de biodegradabilidad estuvieron operativos durante 23 días, momento a partir del cual no se detecta generación de biogás y se mantiene un pH estable.

Al inicio de los experimentos se realiza una caracterización físico-química de las muestras midiendo los diferentes parámetros de interés en el proceso anaerobio: DQOt y DQOs (Demanda Química de Oxigeno total y soluble), ST y SVT (Sólidos totales y volátiles totales), AGV (ácidos grasos volátiles) y alcalinidad.

Estos análisis se repiten al final del ensayo para evaluar la biodegradabilidad de las muestras y la capacidad de eliminación de materia orgánica en cada proceso. Durante el transcurso del ensayo se analiza la evolución temporal del volumen y composición del biogás generado en el sistema.

2.1. Parámetros analíticos

2.1.1. pH

La medición se realiza de forma directa de acuerdo al método normalizado 4500-H+ de la APHA-AWWA-WPFC (1995). El equipo utilizado fue un pHmetro de sobremesa Crison micro-pH 2001.

2.1.2. Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles Totales (SVT)

Sólidos totales (ST). La determinación se realizó mediante una técnica gravimétrica utilizando una balanza autocalibrante Cobos con una precisión de 0,001 g, de acuerdo con el método normalizado 2540B de la APHA-AWWA-WPFC. Los Sólidos volátiles totales (SVT) se realizaron de acuerdo con el método normalizado 2540E de la APHA-AWWA-WPFC.

2.1.3. DQO

La estimación de la DQO se ha realizado por espectrofotometría, empleando el método colorimétrico normalizado 5220-C de la APHA-AWWA-WPFC (1995). Se determinaron dos tipos de DQO: DQO soluble (DQOs) en muestras filtradas y DQO total (DQOt) en muestras sin filtrar.

2.1.4. Volumen y composición de biogás

Con el fin de calcular la generación de metano, se llevaron a cabo balances mediante la ecuación de los gases ideales en cada reactor mediante la medida de la sobrepresión generada en cada uno por la generación de biogás. Durante los cálculos, el metano generado en el reactor de control se restó de la de los reactores de interés, para ser capaz de determinar la generación neta de metano. Los reactores están dotados de un tapón con septum que permite la toma de muestra de gases del interior utilizando una jeringa para gases Dynatech Gastight de 1 m. La composición del biogás se ha determinado por cromatografía gaseosa, estimando los porcentajes de H_2, O_2, N_2, CH_4, CO_2 y H_2S. Para esto se ha empleado un cromatógrafo Shimadzu GC-2010 con dos detectores. El H_2, O_2, N_2, CH_4, CO_2 fueron determinados con un detector de conductividad térmica (TCD) empleando una columna Supelco Carboxen 1010 Plot; mientras que para el H_2S se utilizó una columna Supelco Supel-Q Plot y un detector fotométrico de llama (FPD). Este cromatógrafo gracias a un splitter (divisor de caudales), que se encuentra colocado entre el puerto de inyección y las columnas, permite la cuantificación de todos los compuestos anteriores en una misma inyección de biogás.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se recoge un resumen de los principales resultados obtenidos. Se presenta la carga orgánica inicial suministrada a cada ensayo, en términos de demanda química de oxígeno soluble (DQO0) y sólidos volátiles (SVT0), así como la carga orgánica eliminada al final del ensayo de biodegradabilidad, en términos de DQO y SVT.

Todas las muestras de lodos pretratadas presentan mayor contenido en materia orgánica soluble que la muestra sin pretratamiento (muestra G). Se destaca el elevado valor de la DQO soluble de la muestra F frente al resto de los lodos pretratados. Esto supone que el tratamiento con B. *licheniformis* 288 h favorece de la solubilización de la materia orgánica frente a los otros pretratamientos. Es destacable que la eficacia depurativa es muy superior en todas las muestras frente a la muestra G de los lodos sin pretratar (38%), valor típico para lodos de EDAR en rango mesofílico. El resto de las muestras de lodos pretratadas alcanzan porcentajes de eliminación superiores, entre 75-85% duplicando, en todos los casos, la capacidad de degradación del lodo sin pretratamiento, especialmente en las muestras C, D y F.

En la Figura 1 se presenta la evolución diaria de la producción de metano en las distintas muestras ensayadas. Indicar que los ensayos se han mantenido operativos hasta que la producción diaria de metano ha sido despreciable, indicando el final del proceso.

Tabla 2. Resumen de los parámetros de los ensayos de biodegradabilidad: DQO soluble inicial (DQO0), eficacia de depuración (%DQOc), SVT iniciales (SVT0) y eficacia depurativa (%SVTc).

	DQO0 (g DQO L^{-1})	%DQOc	SVT0 (g SVT L^{-1})	%SVTc
MUESTRA A	6,23±0,24	73,59±5,07	22,38±0,28	33,66±0,96
MUESTRA B	3,58±0,41	76,49±1,13	20,85±0,32	29,58±0,60
MUESTRA C	2,90±0,39	84,49±3,29	21,68±0,17	30,44±0,79
MUESTRA D	3,14±0,30	85,51±3,75	21,13±0,56	29,01±1,85
MUESTRA E	3,29±0,68	73,41±5,03	21,05±0,36	27,14±0,42
MUESTRA F	13,48±0,68	82,74±0,60	23.99±0,30	42,71±0,29
MUESTRA G	1,88±0,35	37,98±6,64	20,45±0,18	28,52±0,08

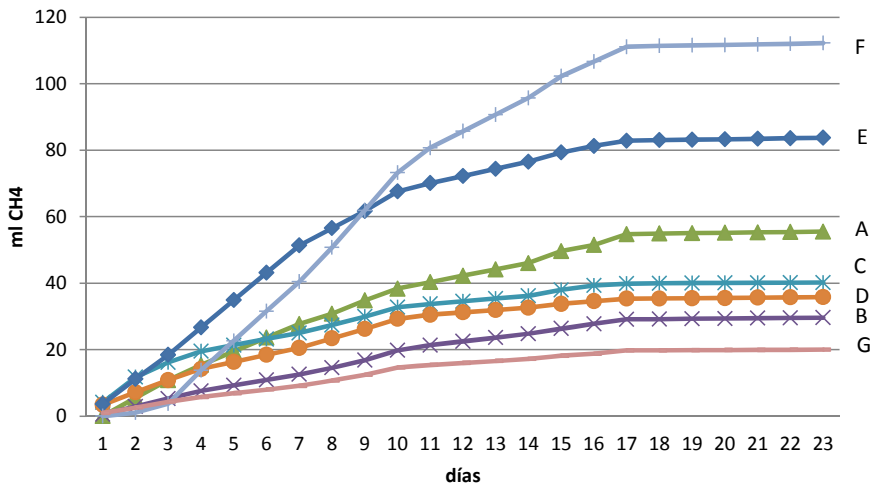


Figura 1. Evolución temporal de CH_4 para las diferentes muestras ensayadas.

Según se observa en el gráfico, se produce un incremento constante de la generación de metano, alcanzando una evolución asintótica a los 19-20 días del proceso. En este tiempo las muestras F y E (Lodos fermentados con B. *licheniformis* y Lodos + Proteasa 0,3 %, respectivamente), presentan los valores máximos de generación de metano, 114 y 72 mL CH_4, respectivamente, muy superiores a la generación de la muestra control (muestra G), con 20 mLCH_4. Las muestras C, D y B, presentan un comportamiento similar, generando entre 30-40 mLCH_4 en 20 días de ensayo. Por tanto, podemos afirmar que cualquier tratamiento del lodo permite incrementar la generación de metano con respecto al control (muestra G)

La muestra E es la que presenta el mayor rendimiento tanto en términos de productividad por carga orgánica alimentada como por carga orgánica consumida (289, 71 mL CH_4 g^{-1}DQOc, y 122,12 mL CH_4 g^{-1}SVTc) (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen de los parámetros de los ensayos de biodegradabilidad: CH_4 acumulado (mL), rendimiento de CH_4 en base a la materia orgánica alimentada y consumida.

	mL acumulado	mL CH_4 g^{-1}DQO0	mL CH_4 g^{-1}DQOsc
MUESTRA A	54,60 ±0,82	74,20	101,1±6,97
MUESTRA B	27,51 ±3,46	68,80	89,95±1,32
MUESTRA C	39,74 ±0,14	115,42	136,71±5,33
MUESTRA D	33,40 ±0,17	94,96	111,16±4,87
MUESTRA E	72,40 ±2,62	212,18	289,71±19,87
MUESTRA F	114,60 ±0,46	72,31	87,40±0,63
MUESTRA G	19,84 ±0,40	88,51	236,65±41,37

4. CONCLUSIONES

El porcentaje de depuración en términos de DQO soluble está en el rango de 75-85%DQOs en todos los casos excepto en la muestra G (lodos control) que alcanza 38%DQOs. Por tanto cualquier tratamiento aumenta la eficacia de eliminación de DQO soluble al doble que los lodos sin pre-tratamiento.

La muestra F, pretratada con *Bacillus lichenformis*, es la que presenta la más alta generación de metano, 114,60 mL CH_4. Asimismo, es la muestra que presenta una mayor cantidad de materia orgánica soluble inicial (13,48 g DQO L^{-1} muestra) y mayor contenido en solidos volátiles.

Se concluye que el pretratamiento de lodos de depuradora con *Bacillus lichenformis* provoca una mayor solubilización de la materia orgánica favoreciendo la generación de metano en el proceso de digestión anaerobia del lodo. En términos de productividad de metano el pretratamiento enzimátco con proteasa al 0,3% es el más favorable.

5. BIBLIOGRAFÍA

APHA-AWWA-WPFC, 1995. “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,” 18th Edition, American Public Health Association, Washington DC.

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos JL., Guwy AJ., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., van Lier JB., 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci Technol.* 59(5):927-34.

Montañés R., Solera R., Pérez M., 2015. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. *Bioresource Technol.* 180, 177-184.

Parrado Rubio J., Caballero Jimenez P., Macias Benitez S., Tejada Moral M., Rodriguez Morgado B. 2017. Enzymatic digestion by bacillus: A new biological pre-treatment to improve sewage sludge methanization. *J Biotechnol.* 256S: S44-S116.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto europeo H2020 Grant Agreement No. 73098, REcovery and REcycling of nutrients TURNing wasteWATER into added-value products for a circular economy in agriculture (Water2REturn).

EFECTOS CONTAMINANTES DE BALSAS DE ALPECHIN: IMPACTO SOBRE LA BIOTA

Ana Siles-Castellano, María J López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, Juan López-González, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España, anasicas@gmail.com

RESUMEN: El método más empleado para la disposición del alpechín, residuo líquido de la extracción del aceite de oliva, ha sido su acúmulo en balsas de evaporación. La mayoría de estas balsas no presentan una impermeabilización adecuada, de modo que contaminan el suelo y los acuíferos. El objetivo de este trabajo fue determinar la extensión de la contaminación en una balsa de alpechín ubicada en el término municipal de Mora (Toledo), principalmente en lo referente a su impacto sobre la biota. La finalidad de este estudio fue establecer el potencial de la biota del suelo para responder a procesos de biorrecuperación *in situ* tales como compostaje, vermicompostaje, landfarming y fitorremediación. El área de estudio estuvo constituida por una balsa desecada de 80 m x 30 m, que se parceló en una rejilla de 18 puntos, de los que se tomaron muestras en superficie y en profundidad. En estas muestras se analizó fitotoxicidad mediante bioensayo de germinación; ecotoxicidad, mediante test de bioluminiscencia con *Aliivibrio fischeri*; biodiversidad funcional, mediante test con Biolog Ecoplates; y biodegradabilidad mediante respirometría. En general la zona superficial, en la que se concentró la mayor parte de sedimentos del alpechín, presentó un mayor efecto fitotóxico y ecotóxico y sobre la biodiversidad funcional, que la zona profunda. No se observaron importantes diferencias espaciales dentro de la misma capa de muestreo.

PALABRAS CLAVE: Fitotoxicidad, ecotoxicidad, biodiversidad funcional, respirometría.

1. INTRODUCCIÓN

El acúmulo de alpechín en balsas de evaporación ha constituido una práctica común desde los años 80. Actualmente muchas de estas balsas no están en uso, debido que el método de extracción de aceite más extendido, la centrifugación a dos fases, no genera alpechín. Sin embargo, el efecto contaminante del alpechín de las balsas abandonadas persiste, debido a que la mayoría de ellas no presentan una impermeabilización adecuada o están mal dimensionadas, de modo que contaminan suelos y acuíferos. El objetivo de este trabajo fue determinar la extensión de la contaminación en una balsa de alpechín ubicada en el término municipal de Mora (Toledo), principalmente en lo referente a su impacto sobre la biota del suelo. Los parámetros que describen las funciones, cantidad, estructura y diversidad de los microorganismos se emplean como indicadores de la calidad y salud de los suelos y permiten determinar el estado de los mismos como respuesta a cambios ambientales. En los materiales contenidos en las balsas se analizó la respiración del suelo como medida global de la actividad metabólica microbiana; la diversidad funcional de la comunidad microbiana, que permite determinar el estado inicial de la misma y su potencialidad para procesos de biorremediación; y la fitotoxicidad y ecotoxicidad, parámetros empleados para la evaluación de los riesgos ecológicos provocados por agentes contaminantes. Estos parámetros constituyen una herramienta de creciente importancia en los procesos de decisión-actuación durante la gestión de suelos y matrices contaminadas. La fina-

lidad de este estudio era establecer la extensión de la contaminación en una balsa abandonada de alpechín y determinar el potencial de la biota del material para responder a procesos de biorremediación *in situ*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio estuvo constituida por una balsa de alpechín desecada de 80 m x 30 m, que se parceló en una rejilla de 18 puntos, en los que se tomaron muestras de superficie (S, 0-45 cm) y profundidad (P, 45-80 cm) y en las que se analizó fitotoxicidad, ecotoxicidad, biodiversidad funcional y biodegradabilidad. La fitotoxicidad se analizó mediante bioensayo de germinación de semillas de berro, *Lepidium sativum* según Zucconi y col. (1985). Los resultados se expresan como índice de germinación (% IG). La ecotoxicidad se midió mediante la determinación de la inhibición de la bioluminiscencia de *Aliivibrio fischeri* de acuerdo con Jarque y col. (2016) y EN ISO 11348-3. Se calculó el % de inhibición y se construyeron las curvas dosis-respuesta para determinar la EC50, concentración efectiva de la muestra que provoca una inhibición del 50%. A partir de este dato se calcularon las unidades de toxicidad (UT) de acuerdo con la fórmula $UT= (EC50)^{-1}\times100$ (Sprague y Ramsay, 1965). La biodiversidad funcional se evaluó mediante el análisis del perfil fisiológico a nivel de comunidad, empleando microplacas Biolog® EcoPlate™ que contienen tres series de 31 fuentes de nutrientes potencialmente asimilables por los microorganismos. Este análisis se realizó según protocolo de Feigl y col. (2017) y permite, entre otros, determinar la riqueza (número de sustratos asimilables) y la biodiversidad funcional (Índice de Shannon, H). Además, para determinar específicamente los tipos de actividades dominantes, las 31 fuentes carbonadas se agruparon en 6 categorías relacionadas con la degradación de aminácidos, aminas, carbohidratos, ácidos carboxílicos, compuestos fenólicos y polímeros. La biodegradabilidad se determinó por respirometría según el protocolo descrito por Adani y col. (2006), mediante la medida del consumo de oxígeno en un respirómetro dinámico durante un período de cuatro días, ofreciendo dos parámetros, el índice respirométrico dinámico (IRD), media de consumo de oxígeno en 24 horas de máxima actividad (g O_2 $kg^{-1}h^{-1}$); y el índice AT4, que indica el consumo acumulado de oxígeno durante 4 días (g O_2 $kg^{-1}h^{-1}$). Los resultados se expresan referidos a la cantidad de materia orgánica (MO) determinada mediante pérdida de peso a 550 °C. Estos parámetros ofrecen una medida de la materia orgánica biodegradable en la muestra y se evaluaron, al igual que la biodiversidad funcional en 3 muestras compuestas de la capa superficial y 3 muestras de la capa profunda de la balsa.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La biodegradabilidad fue prácticamente nula en las muestras de la capa superficial, mientras que en la capa profunda se obtuvo un IRD medio de 0,15 g O_2 kg^{-1} MO h^{-1} y un AT4 de 7,8 g O_2 kg^{-1} MO h^{-1} (Figura 1a). Estos resultados ponen de manifiesto la existencia de claras limitaciones a la actividad microbiana derivadas de la escasa biodegradabilidad del material de la balsa, especialmente en la capa superficial. Como consecuencia, no se produce biodegradación natural. La biodiversidad funcional, en cambio, fue más elevada en la capa superficial que en la profunda, con índices de Shannon (H) de 2,6 y 2,3 respectivamente. La comunidad microbiana de los sedimentos metabolizó 14 de los 31 sustratos analizados en la capa superficial y 11 en la profunda; sin embargo, el perfil de sustratos carbonados empleados fue similar en las dos capas, excepto en lo relativo a las actividades metabólicas relacionadas con el empleo de compuestos fenólicos, un 6,9% de la actividad estuvo relacionada con dicha actividad en la capa superficial y decreció a un 2,2% en la profunda (Figura 1b).

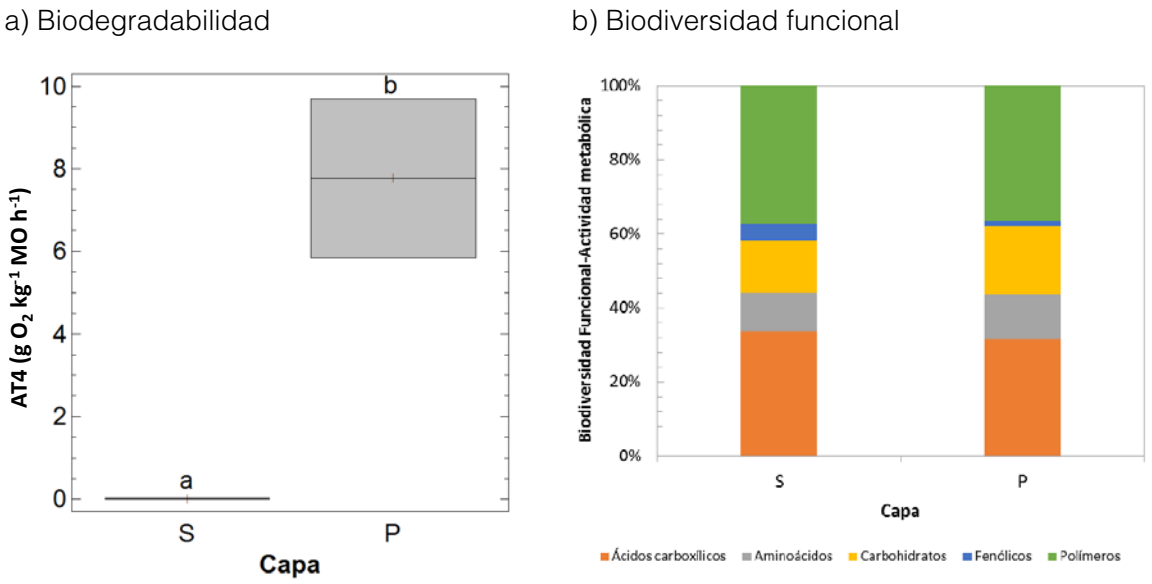


Figura 1. a) Gráfico de cajas y bigotes de resultados de biodegradabilidad expresado como índice repirométrico acumulado AT4 (g O_2 kg^{-1} MO h^{-1}) en la balsa, de acuerdo con la profundidad: Superficie S (0-45 cm, n=3); Profundidad P (45-80 cm, n=3). Las cajas delimitan los quartiles inferior (25%), medio y superior (75%); las barras indican valores máximos y mínimos. Las letras indican grupos de homogeneidad de acuerdo con el test LSD (p<0,05). b) Biodiversidad funcional en cada capa (n=3) expresada como actividad metabólica o porcentaje de actividades sobre sustratos específicos.

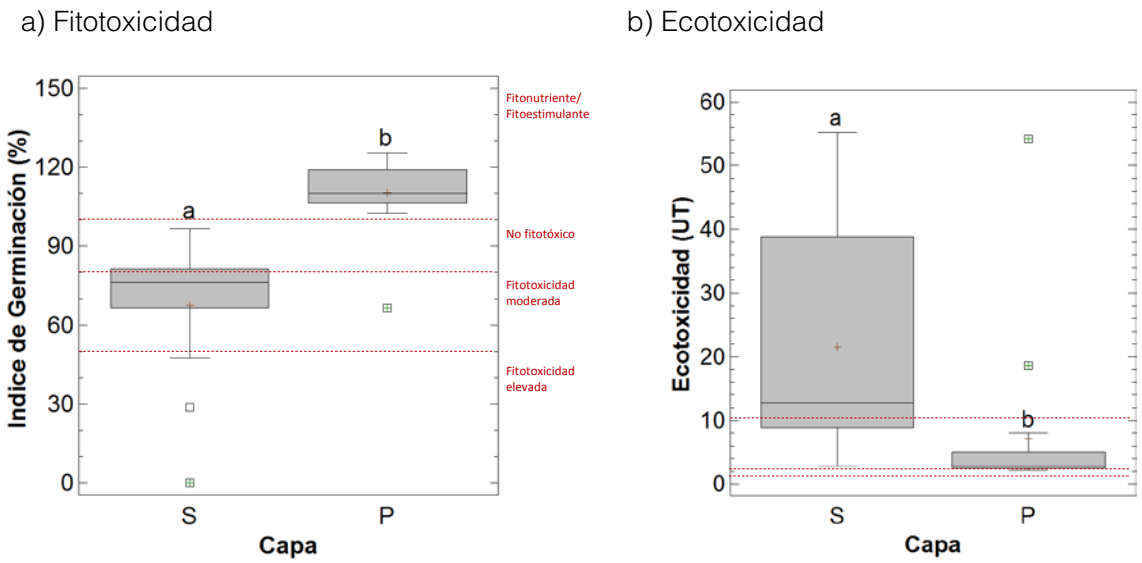


Figura 2. Gráfico de cajas y bigotes de resultados de a) fitotoxicidad, expresado como índice de germinación (IG %); y b) ecotoxicidad, expresado como unidades de toxicidad (UT) en la balsa de acuerdo con la profundidad: Superficie S (0-45cm, n=54); Profundidad P (45-80cm, n=54). En rojo se marca clasificación de (a) fitotoxicidad según Zucconi y col. (1985) y (b) ecotoxicidad según Persoone y col. (2003).

La fitotoxicidad fue más elevada (menores valores de %IG) en la capa superficial que en la profunda; de hecho, en esta última se observó el efecto opuesto, fitoestimulante (Figura 2a). Además, el patrón espacial en la horizontal de cada capa fue bastante homogéneo (Figura 3). La ecotoxicidad también fue más elevada en la capa superficial que en la profunda (Figura 2b). En este caso, se detectaron importantes diferencias espaciales en cada capa, aunque cabe destacar que el efecto ecotóxico se detectó en una zona relativamente pequeña en la capa inferior (Figura 3).

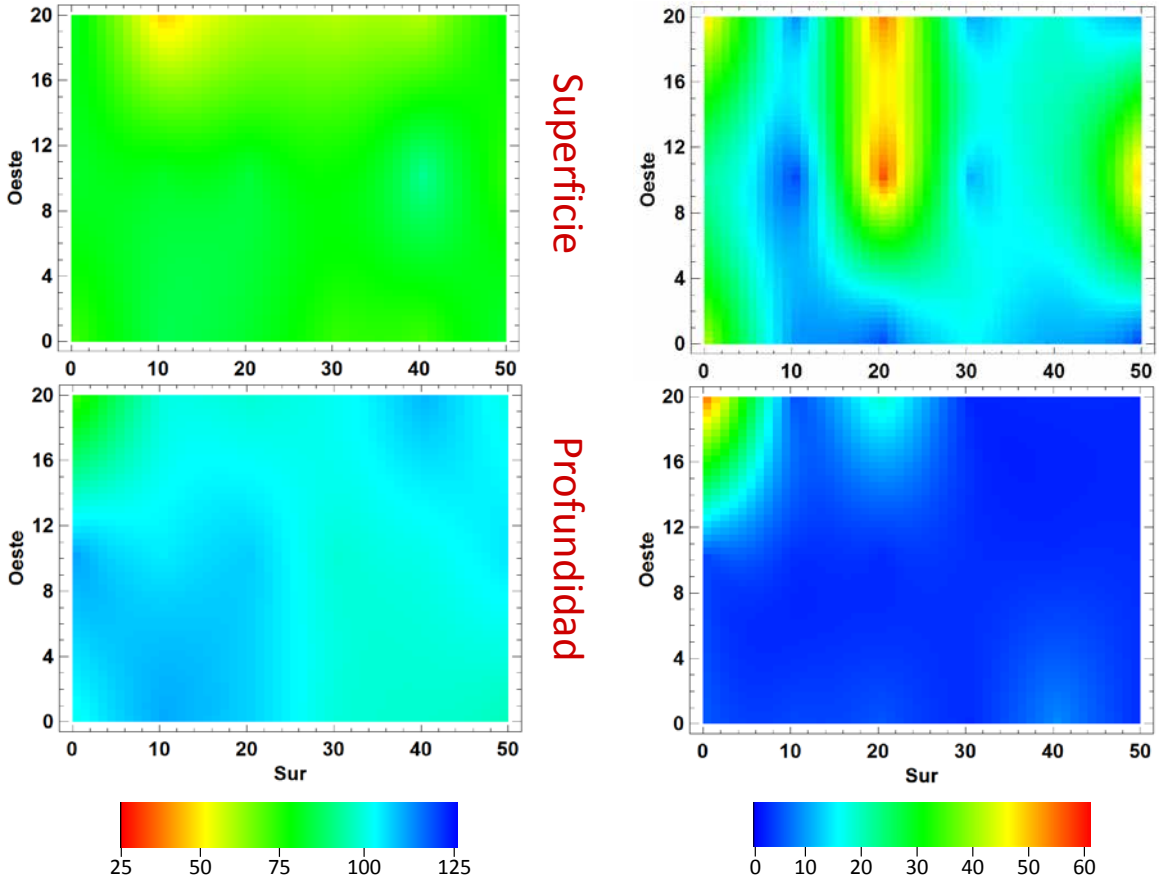


Figura 3. Distribución espacial de fitotoxicidad (IG %) (izda.) y ecotoxicidad (UT) (dcha.) en capas superficial y profunda predicha mediante kriging con variograma ajustado a modelo exponencial, r^2>88%.

4. CONCLUSIONES

El material de la balsa de alpechín presenta una escasa biodegradabilidad, lo que limita su biodegradación natural; sin embargo, presenta potencial biológico, como lo demuestra la presencia de una amplia diversidad de actividades metabólicas, cuya activación mediante el manejo adecuado, con operaciones tales como el aporte de materia orgánica biodegradable, puede contribuir a la biodescontaminación del mismo.

Los efectos contaminantes del material de la balsa se limitan a la capa superficial, primeros 45 cm. En la capa profunda no se extiende el efecto fitotóxico y el ecotóxico, aunque presente,

es bastante más reducido que en la capa superior. De acuerdo con esto, se puede aplicar un tratamiento de biorremediación *in situ* limitado a la capa superior, sin necesidad de realizar operaciones de excavación profundas.

Finalmente, el efecto que produce el alpechín sobre la biota es mayor en la capa superficial que en la profunda. Los resultados obtenidos respecto a la biodiversidad funcional y tipos de actividades presentes en la microbiota residente indican la presencia de una importante potencialidad metabólica, no afectada de forma considerable por las condiciones imperantes, y que se puede estimular mediante el manejo adecuado.

5. BIBLIOGRAFÍA

Adani F., Ubbiali C., Generini P., 2006. The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years. *Waste Manag.* 26, 41-48.

Feigl V., Ujaczki É., Vaszita E., Molnár M., 2017. Influence of red mud on soil microbial communities: Application and comprehensive evaluation of the Biolog EcoPlate approach as a tool in soil microbiological studies. *Sci. Total Environ.* 595, 903-911.

ISO, 11348-3, 2007. Water quality—determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test)—part 3: method using freeze-dried bacteria. International Organization for Standardization.

Jarque S., Masner P., Klánová J., Prokeš R., Bláha, L., 2016. Bioluminescent *Vibrio fischeri* assays in the assessment of seasonal and spatial patterns in toxicity of contaminated river sediments. *Front. Microbiol.,* 7, 1738.

Jurado XX

Persoone G., Marsalek B., Blinova I., Törökne A., Zarina D., Manusadzianas L., Nalecz-Jawecki G., Tofan L., Stepanova N., Tothova L., Kolar B., 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environ. Toxicol.* 18, 395-402.

Sprague J.B., Ramsay B.A., 1965. Lethal levels of mixed copper–zinc solutions for juvenile salmon. *J. Fish. Board Can.* 22, 425-432.

Zucconi F., Monaco A., Forte M., De Bertoldi M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier, London, UK, pp. 73-86.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto LIFE+REGROW (LIFE16 ENV/ES/000331) “Reclamation of olive oil waste abandoned lagoons using bio-recovering strategies in a circular economy”

ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD METANOGÉNICA (BMP) DE CO-DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LODOS Y DE LODOS PRETRATADOS

Rosario Solera, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Montserrat Pérez.

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, IVAGRO, Campus de Puerto Real Universidad de Cádiz, rosario.solera@uca.es

RESUMEN: Se han llevado a cabo ensayos de biodegradabilidad metanogénica (BMP) en condiciones mesófilas y termófilas, para determinar la degradabilidad anaeróbica de lodos en co-digestión con vertidos agroalimentarios y de lodos urbanos e industriales pretratados térmica y enzimáticamente. El metano generado en la co-digestión termófila de lodos y vertido agroalimentario (1:1) fue ligeramente mayor (0,35 L CH_4 g^{-1} SV) que los obtenidos en la co-digestión mesofílica (0,32 L CH_4 g^{-1} SV). Los lodos pretratados enzimáticamente alcanzaron una producción de metano superior o similar a los pretratados con *Bacillus*, según se considere el contenido de materia orgánica soluble o total, respectivamente. La biodegradabilidad de los lodos de matadero aumentó con cualquiera de los pretratamientos evaluados en el presente estudio. El pretratamiento térmico (121 ºC durante 30 minutos) fue el mejor en términos de rendimiento (72 %) y productividad de metano (0,44 L CH_4 g^{-1} SV).

PALABRAS CLAVE: Biometanización, *Bacillus licheniformis,* lodos.

1. INTRODUCCIÓN

En España, la generación de lodos de EDAR se estima en 108 kg por habitante y año. El tratamiento y valorización de lodos y residuos del sector urbano y agroalimentario mediante digestión anaerobia es una opción muy alentadora desde el punto de vista medioambiental y económico, ya que consigue estabilizar la materia orgánica y obtener como producto final un biocombustible (CH_4). El proceso se puede mejorar/optimizar mediante la co-digestión de lodos con otros residuos y/o por pre-tratamientos de los mismos.

Se han realizado varios ensayos de biodegradabilidad metanogénica (BMP) para determinar el potencial de generación de metano y la biodegradabilidad de lodos y residuos en los siguientes casos: co-digestión mesofílica y temofílica de lodos de EDAR con vertido agroalimentario (vinazas), digestión de lodos de EDAR pretratados enzimáticamente y digestión de lodos de matadero pretratados térmica y enzimáticamente.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización de los ensayos de biodegradabilidad se ha utilizado un equipo formado por una batería de 5, 8 y 16 reactores. Cada reactor tiene 250 ml de capacidad y un volumen útil de 150 ml. Todos los equipos son calefactados mediante un baño termostático modelo PRECISTERM 6000142/6000389 SELECTA S.A., con un intervalo de temperatura entre 5-110 ºC ± 1 º C.

Se realizaron tres ensayos BMP (Angelidaki y col., 2009), el primero para determinar la biodegradabilidad metanogénica mesofílica y termofílica de la co-digestión de lodos y vinazas en proporción 1:1. El segundo ensayo, para la determinación de la biodegradabilidad de lodos

urbanos pretratados con *Bacillus licheniformis* durante 12 horas o mediante una mezcla de proteasa (subtilisina) y celulasa al 0,3% cada una. El tercer ensayo cuyo objetivo fue determinar la biodegradabilidad de lodos de matadero pretratados térmica o enzimáticamente según las condiciones que se muestran en la Tabla 1. El pretratamiento térmico se llevó a cabo en autoclave a 120ºC y pretratamiento enzimático con *Bacillus* sin y con adición de plumas como inductor de la actividad proteasa (Rieger y col., 2017).

Para el seguimiento de los ensayos se realizaron las siguientes determinaciones acorde con los protocolos normalizados (APHA-AWWA-WPFC, 1995): pH, sólidos totales (ST) y sólidos volátiles totales (SVT), demanda química de oxígeno de las muestras sin filtrar (DQOtotal , DQOt) y filtradas (DQO soluble, DQOs) y volumen y composición de biogás (Montañés, 2015).

Tabla 1. Ensayos BMP de lodos de matadero (LM)

Pretratamiento	Código
LM incubados 12 días (control negativo).	LM1
LM en autoclave e incubados 12 días (control positivo).	LM2
LM en autoclave e incubados con *Bacillus licheniformis* (12 días)	LM3
LM *Bacillus licheniformis* (12 días) con adición de plumas (1%).	LM4

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Ensayo de biodegradabilidad de codigestión mesofílica y temofílica de lodos de EDAR y vertido agroalimentario

Los resultados de porcentajes de depuración expresados en SV y de productividad de metano se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Ensayos BMP termofílico y mesofílico de lodo y vertido agroalimentario (1:1).

	Termofílico	Mesofílico
Eliminación de SV (%)	23±2	35±3
Productividad de metano (L CH_4/g SV)	0,35±0,01	0,32±0,01

La codigestión de lodos de depuradora urbana y vertido agroalimentario produjo mayores rendimientos de depuración a temperatura mesófíla. Sin embargo, el proceso termofílico favorece ligeramente la productividad de metano.

3.2. Ensayo BMP de lodos de depuradora pretratados enzimáticamente

Los resultados del ensayo se recogen en la Tabla 3.

Tabla 3. Ensayos BMP de lodos de depuradora urbana pretratados.

	Lodo pretratado *Bacillus licheniformis*	**Lodo pretratado subtilisina + celulasa**
Eliminación de DQOt (%)	17±1	39±3
Eliminación de DQOs (%)	24±2	19±2
Productividad de metano (L CH_4/g DQOt)	0,02±0,01	0,03±0,01
Productividad de metano (L CH_4/g DQOs)	0,10±0,03	0,23±0,05

A raíz de los resultados obtenidos se observa que el pretratamiento enzimático con proteasa (subtilisina) y celulasa genera un lodo más biodegradable en términos de reducción de DQOt y en productividad de metano referida a la materia orgánica soluble. Sin embargo, el pretratamiento con *Bacillus* produce un lodo con materia orgánica soluble más fácil de biodegradarse anaeróbicamente.

3.3. Ensayo BMP de lodos de matadero pretratados térmica y enzimáticamente

Los resultados del ensayo se recogen en la Tabla 4.

Tabla 4. Ensayos BMP de lodos de matadero pretratados.

	LM1	**LM2**	**LM3**	**LM4**
Eliminación de SV (%)	52±3	72±4	60±4	48±2
Productividad de metano (L CH_4/g SV)	0,25±0,02	0,44±0,03	0,28±0,02	0,47±0,03

El lodo pretratado térmicamente es más biodegradable en términos de reducción de volátiles (LM2). No obstante, considerando el rendimiento de metano los mejores resultados se alcanzan con el pretratamiento térmico o con el pretratamiento con *Bacillus* y plumas.

4. CONCLUSIONES

La co-digestión mesofílica de lodos urbanos y vertido agroalimentario (vinaza) alcanza mayores porcentajes de reducción de materia orgánica que su homóloga termofílica. No obstante, la productividad de metano del proceso es similar en ambas temperaturas.

El pretratamiento enzimático con proteasa (3%) y celulasa (3%) consigue un lodo urbano más biodegradable que el pretratado con *Bacillus.*

Los lodos de matadero pretratados térmicamente (121ºC en 30 minutos) son más biodegradables anaeróbicamente que los pretratados con *Bacillus*.

5. BIBLIOGRAFÍA

Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi L., Campos JL., Guwy AJ., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., van Lier JB., 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci Technol.* 59 (5), 927-34.

APHA-AWWA-WPFC, 1995. “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,” 18th Edition, American Public Health Association, Washington DC.

Rieger TJ., De Oliveira CT., Pereira, JQ., Brandelli, A., Daroit, DJ., 2017. Proteolytic system of Bacillus sp. CL18 is capable of extensive feather degradation and hydrolysis of diverse protein substrates. Br. Poult. Sci. 58, 329–335.

Montañés R., Solera R., Pérez, M., 2015. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. *Bioresource Technol*. 180, 177-184.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los siguientes proyectos: H2020 Grant Agreement No. 73098, REcovery and REcycling of nutrients TURNing wasteWATER into added-value products for a circular economy in agriculture (Water2Return) y Co-producción de hidrógeno y metano mediante co-digestión anaerobia de biosólidos y vinazas (CTM20015-64810-R).

Los autores agradecen al Grupo de Investigación AGR212 Biotecnología y Aplicación de Enzimas de la Universidad de Sevilla el pretratamiento de las muestras de lodos empleadas en los ensayos.

ENSAYOS DE DIFERENTES MODELOS DE VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS EN EL MUNICIPIO DE BELLÚS (VALENCIA)

Mª Teresa Fernández-Suárez, Francisco Borja Sánchez-García, Mª Angeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral

Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), teresa.fernandez@gmx.es

RESUMEN: Dentro de los objetivos del Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (2016-2020) del MAPAMA se encuentra la promoción de medidas que impulsen la recogida separada de biorresiduos para su compostaje y digestión anaerobia. Entre las diferentes alternativas técnicas de compostaje están el compostaje cerrado en biocompostadores automatizados y el compostaje en compostera y/o pila. En este sentido el Ayuntamiento de Bellús (Valencia) está desarrollando un análisis de ambas alternativas con la colaboración del Consorci de Residus COR V5. Para ello se utiliza la fracción orgánica procedente de la recogida selectiva puerta a puerta junto con diferentes estructurantes, que se compostan haciendo uso de i) biocompostador BEETLE© para compostaje activo durante 15 días y posterior compostaje en pila; y ii) sistema de compostaje mixto según el modelo "Illa de Compostatge CORV5", con acopio-precompostaje de un mes en compostera de 800L y compostaje posterior en pila.

PALABRAS CLAVE: compostador automático, EXI2, compostera, FORSPP.

1. INTRODUCCIÓN

La recogida puerta a puerta es una opción muy interesante de gestión de los residuos domiciliarios para municipios pequeños. Con este tipo de recogida se asegura una mayor participación por parte de los ciudadanos, una mejor separación con menor porcentaje de impropios en la fracción orgánica recogida selectivamente (FORS). Existen variedad de tratamientos de esa FORS, que intentan minimizar el tiempo de estabilización/proceso. En este estudio se analizará de forma comparativa la gestión de la FORS de un pequeño municipio rural de la Comunidad Valenciana (Bellús) mediante a) un proceso de precompostaje en compostador automatizado comercial con posterior finalización del proceso en compostera y b) un compostaje mediante pila dinámica con un almacenamiento previo del bioresiduo en compostera. En ambos escenarios se evaluarán a evolución de la materia orgánica, la capacidad de higienización y exotermia de los procesos y la calidad de los productos obtenidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso

El compostaje de la fracción orgánica recogida selectivamente puerta a puerta (FORSPP) se realizó en terrenos del ayuntamiento dentro del municipio de Bellús (Valencia) y se trató mediante dos procesos:

— *Compostaje en compostador automatizado con posterior compostaje en compostera (alternativa A):* La primera parte de este proceso se lleva a cabo en un biocompostador BEETLE©,

dotado con un tornillo sin fin que hace que la materia previamente triturada, a 3 cm aproximadamente, avance en el interior del reactor. Se introducen diariamente 15 kg s.m.f. de FORSPP y estructurante (poda urbana), en las proporciones que se muestran en la Tabla 1. El tiempo de residencia es de 15 días, produciéndose una pérdida de peso aproximada del 50%. El producto precompostado o bioestabilizado se introduce en composteras de 300 L (4 réplicas), fase 2. Durante todo el proceso se controla la temperatura ambiente y en temperatura del biocompostador y composteras.

— *Acopio de material en composteras con compostaje en pila volteada (Alternativa B):* Por otro lado, y de forma simultánea y paralela, la FORSPP se almacena en composteras de 300 L durante un mes (simulando el proceso de acumulación/acopio típico antes de configurar una pila exterior) hasta obtener material para configurar una pila de 8 m^3 (2 m de ancho,1,2 m de alto y 8m de largo) y cuyos ingredientes se muestran en la Tabla 1. La pila trapezoidal se compostó mediante el sistema de pila volteada. La temperatura y la humedad se controlaron añadiendo el agua necesaria hasta conseguir el 60% y volteando las pilas cada 15-20 días.

Tabla 1. Ingredientes de las mezclas propuestas, sistema de compostaje y muestreos.

Proceso	Ingredientes (% s.m.f)	Sistema de compostaje	Muestreos (días)	Etapa de proceso
GVA 62 Alternativa A	FORSPP (85,7) + Poda (14,3)	Máquina+ compostera	t=0	Entrada de compostador
			t=15	Salida compostador
			t=30	Fase bio-oxidativo C4
			t=61	Final de bio-oxidativo C4
			t=91	Final de madurez C4
GVA 53 Alternativa B	FORSPP (87,0) + Poda (13,0)	Pila dinámica	t=0	Inicio pila
			t=26	Fase bio-oxidativa
			t=62	Fase bio-oxidativa
			t=88	Fase bio-oxidativa

2.2. Métodos analíticos

Se realizaron muestreos de los materiales iniciales, la pila y las composteras en diferentes etapas. Cada muestra es el resultado de 8 submuestras tomadas de sitios diferentes de la pila/compostera, considerando todo el perfil (desde la parte superior hasta la parte inferior). Las muestras se secaron al aire y se molieron a 0,5 mm para su análisis. Se determinaron diversos parámetros físico-químicos y químicos siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. 2012. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) que permite comparar procesos de compostaje complejos a nivel de exotermia global y es útil en diseño de mezclas según Vico y col. (2018). Las principales características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales se muestran en la Tabla 2. La FORSPP se caracteriza por una alta humedad, pH ligeramente ácido, CE elevada, debido a su contenido alto en sodio. Su relación C_{OT}/N_T es baja. La poda de jardinería urbana tiene una baja humedad, un pH también ácido y una CE baja. Es destacable su alto contenido en potasio.

Tabla 2. Propiedades físico-químicas de los ingredientes utilizados.

Parámetro	FORSPP	Poda jardinería urbana
Humedad (%)	68,2	28,0
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,409	0,103
pH	5,64	5,13
Cond, Eléctrica (dS m^{-1})	5,17	0,87
Materia orgánica. total, MOT (%)	80,1	96,4
Nitrógeno total, N_T (%)	2,48	0,85
Carbono org. total, C_{OT} (%)	45,4	51,6
Relación C_{OT}/N_T	18,3	61,5
P (g kg^{-1})	12,4	0,73
K (g kg^{-1})	10,4	9,04
Na (g kg^{-1})	9,87	0,51
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	4175	2563

3. RESULTADO Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

En el perfil térmico de la alternativa A (Figura 1), vemos dos comportamientos diferentes en función de la fase analizada. En el compostador automatizado, la temperatura es más uniforme, al existir control de temperatura mediante aireación y volteo de la masa (establecido en 55ºC). Ya en la fase de compostera, observamos un enfriamiento asociado al cambio de sistema, pero tras el volteo se observa un repunte de la temperatura que confirma que el proceso no finalizó en la fase 1 del compostador automatizado. A partir del día 35 no se obtienen temperaturas superiores a 50ºC siendo la mayoría temperaturas inferiores a 40ºC, poniendo de manifiesto la importancia de la escala respecto a la exotermia de los procesos de bioestabilización. El perfil térmico del GVA53 (Figura 2) se realiza con las temperaturas medias y máximas de la pila, junto con la temperatura media ambiental obtenida en la estación meteorológica situada en el municipio. En la gráfica también aparecen expresados los volteos realizados durante todo el proceso y el índice EXI2 acumulado del proceso. El perfil térmico del GVA53 es el clásico con dientes de sierra que se puede encontrar en cualquier proceso de pilas volteadas. Durante el proceso se recogen temperaturas de hasta 70ºC y se puede observar la reactivación de los procesos bioxidativos tras los volteos. Teniendo en cuenta que el proceso a fecha de este articulo aún está en marcha, la pila ha estado 126 días en fase bio-oxidativa por encima de 40ºC, con una temperatura media 49,4ºC, alcanzando 71,2ºC de máxima. Durante el proceso se ha alcanzado un EXI2 de 108.100 y una ratio EXI2/días bio-oxidativa de 778, valores elevados en comparación con los obtenidos por Vico y col. (2018).

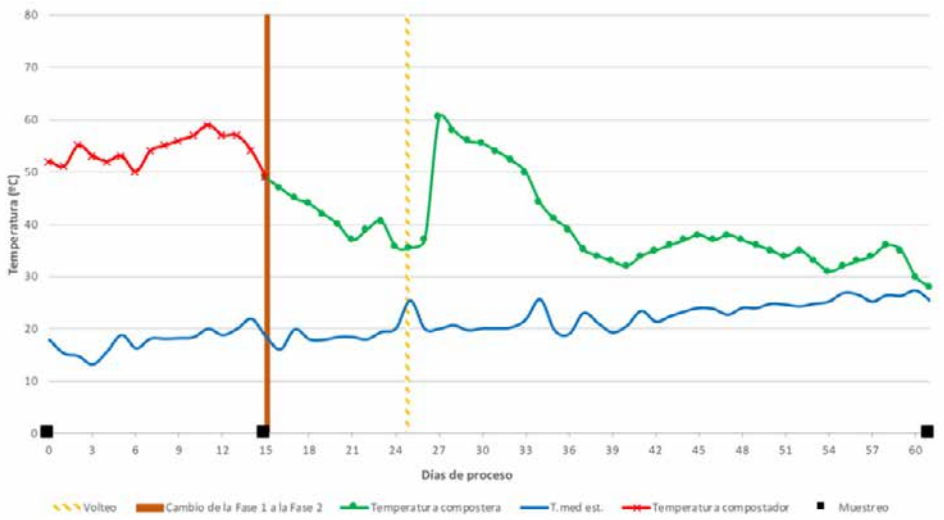


Figura 1. Perfil térmico Alternativa A) Compostaje en compostador automatizado con posterior compostaje en compostera (GVA62).

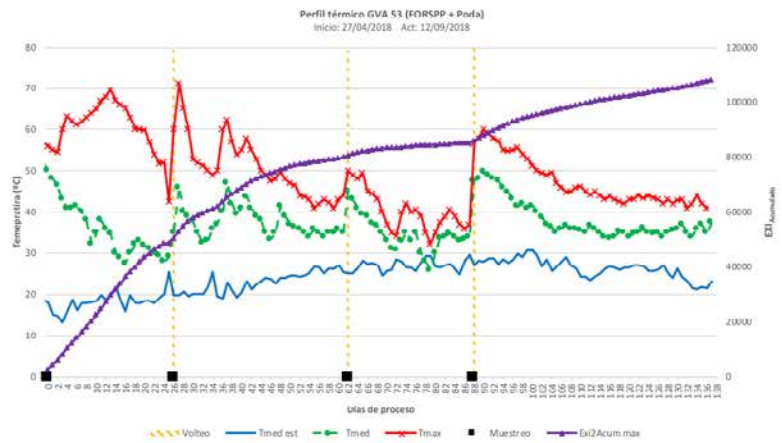


Figura 2. Perfil térmico alternativa B) pila (GVA53).

Tabla 3. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 53
Días fase bio-oxidativa	139
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	126
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	59
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	24
Temperatura máxima pila	71,2
Temperatura promedio pila	49,4
Índice EXI2 (ºC²)	108100
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	778

Para comparar la evolución de ambos procesos se han determinado diferentes parámetros que se muestran en la Tabla 4. El pH en ambos casos evoluciona desde valores ácidos en la mezcla inicial a básicos en el compost final. La CE es inferior en la pila volteada ya que esta se sitúa en el exterior y se somete a riegos más abundantes, por lo que las sales pueden perderse por lixiviación. La MOT es mayor en el autocompostador, esto puede deberse al menor tiempo de proceso, por lo que se produce menor degradación de la MOT. La relación C_{OT}/N_T es mayor para la pila volteada, ya que la pérdida que se produce de carbono es menor. El contenido en nutrientes NPK aumenta en ambos casos.

3.2. Producto

Ambos compost presentan buenas cualidades como producto (Tabla 5), destacando el mayor contenido en MOT y NPK del compost del GVA 62 (autocompostador+compostera) y la menor CE del GVA 53 (pila volteada).

Tabla 4. Evolución de los principales parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje.

Fase de compostaje	pH	CE dS m^{-1}	MOT %	Pérdida MO %	C_{OT} %	C_{OT}/N_T	N_T %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}
GVA 62 (FORSPP + Poda; Alternativa A)									
M1 entrada compostador	5,67	3,28	85,9	0	49,6	24,2	2,06	5,90	10,1
M2 salida compostador	6,99	3,97	83,1	19,5	47,5	16,7	2,84	11,0	7,68
M3 bio-ox compostera	7,35	5,28	82,0	25,3	46,7	17,3	2,71	13,1	7,34
M4 Final bio-ox compostera	8,08	6,70	75,0	51,0	39,7	12,1	3,29	15,4	14,3
M5 maduro compostera	8,02	5,45	72,5	56,7	39,6	15,0	2,65	13,6	16,5
GVA 53 (FORSPP + Poda; Alternativa B)									
M1 Inicio	5,51	2,76	89,6	0	48,1	29,7	1,6	2,5	6,4
M2 Fase bio-oxidativa	5,77	4,56	84,9	34,6	46,9	21,8	2,2	6,3	11,9
M3 Fase bio-oxidativa	6,79	3,75	82,6	44,7	46,4	21,9	2,1	6,3	13,3
M4 Fase bio-oxidativa	7,61	3,52	73,1	68,4	42,3	18,4	2,3	7,4	15,6
M5 Fase bio-oxidativa	7,92	4,20	70,3	72,6	42,1	18,7	2,3	6,4	15,8

Tabla 5. Características del producto obtenido.

Parámetro	GVA 62	GVA 53*
pH	8,02	7,92
CE (dS m^{-1})	5,45	4,20
MOT (%)	72,5	70,3
NT (%)	2,65	2,30
P_2O_5 (%)	3,78	1,46
K_2O (%)	1,91	1,64

*Datos producto no acabado.

4. CONCLUSIONES

Podemos considerar que en la alternativa A) la mezcla que sale del compostador automatizado no ha acabado el proceso de compostaje (existe una actividad latente por desarrollar) siendo necesario un segundo periodo para completar la fase bioxidativa y de maduración. En todo caso, el proceso mediante el autocompostador permite una evolución más rápida de la mezcla gracias a la trituración y el volteo automatizado. A la hora de implementar dispositivos de este tipo hay que tener en cuenta el coste de la infraestructura y los costes de operación que no se han incluido en este trabajo. El desarrollo de la alternativa B) permite acopiar residuos domiciliarios en condiciones asépticas (composteras) y configurar una pila que gestiona mayor volumen y alcanza valores más altos de temperatura, aunque la homogenización es menor. Los procesos en pila volteada (alternativa B) producen mayor pérdida de MOT y una disminución de la CE. En ambos casos la relación C_{OT}/N_T se encuentra dentro del límite establecido por diversos autores como criterio de calidad-madurez estructural.

5. BIBLIOGRAFÍA

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

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Vico A, Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R. 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage*. 226, 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto está financiado por el Consorci de Residus V5 y se agradece la colaboración del Ayuntamiento de Bellús, a su programa de recogida selectiva, así como a su personal técnico.

ENSAYOS PARA LA OPTIMIZACION DEL COMPOSTAJE DE PODAS DE GRANADO (*PÚNICA GRANATUM*) EN UN ENTORNO DE ACREDITACIÓN GLOBAL GAP©: PILOTO AGROCOMPOSTAJE SANT JOAN (ALICANTE)

Francisco Borja Sánchez-García[1], Daniel Ten[2] Mª Teresa Fernández-Suárez[1], María del Valle Palenzuela[3], Josep Roselló[4], Ana García-Randez[1], Raúl Moral[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Productos artesanos Mosén Sáez, Sant Joan (Alicante), [3]Dpto. Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra, Utrera, km 1 41013-Sevilla, [4]Servicio de Producción Ecológica, Innovación y Tecnología, GVA. Estación Experimental Agraria de Carcaixent, Partida Barranquet s/n, 46740. Carcaixent. Valencia, ana.garciar@umh.es

RESUMEN: El cultivo del granado se está extendiendo e intensificando en el sureste español y el manejo sostenible de estos sistemas incluye en muchos casos acreditaciones, como en Global GAP, que implican una gestión sostenible como es el evitar las emisiones a la atmósfera asociadas por ejemplo a la quema de restos de poda. En este sentido, este estudio se plantea diferentes escenarios de co-compostaje de la poda de granado (PG) usando flujos residuales próximos a la explotación agraria ubicada en San Juan (Alicante): lodos de depuradora EDAR y residuos pelado de piña (*Ananas comosus* (CP), corona y piel. Este proyecto piloto se realizó al amparo del Convenio de Agrocompostaje entre la Universidad Miguel Hernández de Elche y la Generalitat Valenciana (2017-2018). Para ello, se configuraron 2 pilas de co-compostaje utilizando el sistema de pila abierta volteada y donde la proporción de PG en las pilas estuvo en el rango de 75 ± 5% sobre materia seca. Se ha realizado el seguimiento durante el proceso de compostaje, así como se ha evaluado la calidad de los productos finales obtenidos. Los resultados han mostrado que estos procesos de compostaje son adecuados para la estabilización de dichos flujos residuales, incluyendo elevados contenidos de K en los compost finales, aunque su uso no es posible en agricultura ecológica debido al uso de lodos de depuradora.

PALABRAS CLAVES: piña, lodo EDAR.

1. INTRODUCCIÓN

El granado (*Punica Granatum*) es un cultivo con una elevada importancia a nivel ambiental, paisajístico, económico y cultural, en la cuenca mediterránea del sureste español. La poda de este cultivo genera una gran cantidad de biomasa por hectárea y año, siendo su gestión mediante quemas, triturado in situ o vertedero son los métodos tradicionalmente empleados. La superficie de cultivo se ha incrementado en el periodo 2010-2016 de 2500 ha a 5000 ha (MAPAMA, 2018). Por otro lado, el elevado desarrollo del sector urbano en zonas costeras del sureste español genera una elevada producción de lodos urbanos. Además, el sector agroindustrial genera flujos residuales de interés como los residuos de frutas y verduras. El co-compostaje de todos estos flujos residuales que confluyen como oportunidad en el municipio de San Juan (Alicante) puede permitir aprovechar los nutrientes y reponer los niveles de materia orgánica de los suelos limítrofes. El objetivo de este ensayo es estudiar la viabilidad del proceso de compostaje como método alternativo de gestión de la poda de granado, empleándola como estructurante y lodo EDAR y subproductos agroindustriales como fuente de microorganismos y nutrientes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se elaboraron 2 pilas (GVA 15 y GVA 16) usando las proporciones de residuos que se muestran en la Tabla 1. La PG secada al aire y triturada a un tamaño de ± 20 cm. La proporción en base a materia seca de poda estuvo en el rango de 75 ± 5%. Para la pila GVA 15 el tamaño fue 45 m^3 y para la GVA 16 de 65 m^3. Se utilizó el sistema de pila abierta volteada. La temperatura se monitorizó mediante sondas dataloger y la humedad (nunca inferior al 40%) se controló regando semanalmente y volteando cada 30 días, aproximadamente. La fase bio-oxidativa se completó cuando la diferencia entre la temperatura de la pila y la ambiental fue inferior a 10ºC durante 10 días consecutivos. Se realizaron 3 muestreos, al inicio (t=0), final de la fase bio-oxidativa (t=126) y en madurez (t=156). Las muestras se secaron al aire, se trituraron y tamizaron a 0,5 mm para realizar las determinaciones analíticas. Los parámetros se analizaron según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012). Se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (C_{OT}), pérdida de materia orgánica, relación C_{OT}/N_T, y el contenido de nutrientes NPK, polifenoles, índice de germinación (IG), ácidos húmicos y fúlvicos, capacidad de intercambio de cationes (CCC y CCC/COT). La mineralización de la materia orgánica durante el compostaje se calculó como las pérdidas de materia orgánica durante el proceso, de acuerdo con la ecuación de Paredes y col. (2000), en base al contenido inicial y final de cenizas. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), según Vico y col. (2018). Este índice permite comparar procesos de compostaje complejos a nivel de exotermia global.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características de los materiales iniciales se muestran en la Tabla 1. El lodo EDAR presentó una alta humedad, pH neutro y relación C/N baja. La PG muestra una humedad entorno al 10%, CE alta, pH ácido y relación C/N alta al igual que su contenido en polifenoles. La CP muestra una humedad ligeramente superior al lodo, al igual que la PG presentó un pH ácido y elevado contenido en polifenoles, en cambio, su relación C/N fue media.

Tabla 1. Principales propiedades de los ingredientes (A) y proporción empleada (B).

(A) Parámetro	Poda Granado (PG)	Corteza Piña (CP)	Lodo EDAR
Humedad (%)	10,5	82,7	76,3
Densidad aparente, DA (kg L^{-1})	0,19	0,32	0,84
pH (ud pH)	5,6	5,8	7,01
Conduct. Eléctrica, CE (dS m^{-1})	2,47	6,95	5,04
Materia orgánica total, MOT (%)	92,8	89,9	72,3
Nitrógeno Total, NT (%)	0,50	1,10	4,30
Carbono orgánico total, COT (%)	48,3	44,5	39,7
Relación COT/NT	96,4	40,06	9,23
Fosforo Total, P (g kg^{-1})	1,50	2,21	20,54
Potasio Total, K (g kg^{-1})	6,35	28,82	2,92
Sodio Total, Na (g kg^{-1})	1,60	2,93	3,41
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	8.759	8.666	1.576
(B) Proceso de compostaje			
GVA 15 (% S.M.F.)	47,3	--	52,7
GVA 16 (% S.M.F.)	39,4	16,7	43,9

3.1. Evaluación del proceso

En la Figura 1 se muestra la evolución del índice EXI2. Para el proceso GVA 15 se obtuvo el mayor valor de EXI2. En la ratio EXI2/días f. bio-oxid. se observa una mayor eficiencia del proceso bio-oxidativo en el caso del GVA15 (Tabla 2) con valores inferiores a los recogidos por Vico y col. (2018). La fase bioxidativa duró 126 días para ambos procesos. El GVA 15 estuvo 59 días con una temperatura > 40ºC, con una temperatura máxima de 55,8ºC. El GVA 16 mantuvo una temperatura > 40ºC durante 50 días, con una temperatura máxima de 65,1ºC. Durante el proceso no se alcanzaron las temperaturas necesarias para asegurar la higienización de la pila, de especial importancia al emplear lodos, por el riesgo biológico que supone.

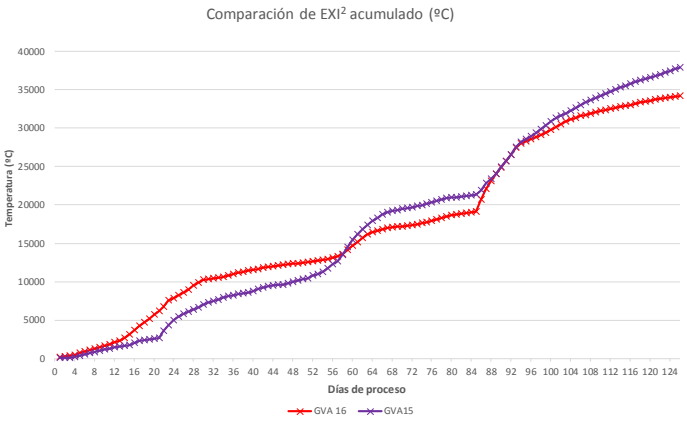


Figura 1. Perfil térmico y EXI2 acumulado.

Tabla 2. Índice de seguimiento térmico.

Parámetro	GVA 15	GVA 16
Días fase bioxidativa	126	126
Nº Días F.Bio-oxid/ >40°C	59,0	50,0
Nº Días F.Bio-oxid/ >50°C	16,0	9,0
Nº Días F.Bio-oxid/ >60°C	0,0	1,0
Temperatura máxima pila	55,8	65,1
Temperatura promedio	40,9	37,2
Índice EXI2 (°C²)	37854	34188
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	300	271

Los valores de pH durante el proceso evolucionaron desde valores ácidos a ligeramente básicos (Tabla 3), siendo la pila GVA 15, sin residuo de piña, la que menor variación tuvo durante el proceso. Saez-Tobar y col. (2016) comprobaron que a mayor proporción de estructurante más variación del pH durante el compostaje. La conductividad eléctrica (CE) fue alta al inicio del proceso en el caso de la pila GVA 15, debido a los materiales iniciales, disminuyendo al final del compostaje, debido a la lixiviación de sales por el riego. No hubo diferencias entre los valores de CE al inicio y final del proceso para la pila GVA 16.

Tabla 3. Características medias de la mezcla durante el proceso de compostaje.

Fase de compostaje	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	Pérdida MOT (%)	COT/TN	COT (%)	NT (%)	P (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})
GVA 15: 47% PG + 53% lodo EDAR									
Inicio	6,10	5,75	80,3	0	22,7	38,9	1,72	5,25	6,87
Final fase bioxidativa	6,91	6,91	45,7	79,4	13,9	24,6	1,78	9,50	8,04
Madurez	7,46	4,07	34,3	87,2	10,7	19,5	1,82	9,06	8,06
GVA 16: 40% PG + 44% CP + 16% lodo EDAR									
Inicio	5,73	4,05	88,2	0	23,0	43,7	1,90	4,91	15,6
Final fase bioxidativa	7,07	3,62	33,1	93,5	12,8	21,9	1,71	6,97	10,1
Madurez	7,34	4,07	32,5	93,6	10,8	19,0	1,75	6,98	9,32

El contenido de MOT disminuyó como consecuencia de los procesos de mineralización de la materia orgánica durante el compostaje. La mayor pérdida de MOT, calculada según la ecuación de Paredes y col. (2000), se dio en la pila GVA 16 con residuo de piña, con pérdidas superiores al 90%. El contenido en NT disminuyó a lo largo del proceso GVA 16, con menor proporción de PG y aumentó para el GVA 15. La concentración de P aumentó durante el desarrollo de ambos procesos. Para el proceso GVA 15 la concentración de P es más elevada al emplear más lodo en su mezcla inicial. La concentración de K aumentó en el proceso GVA 15 y disminuyó para el GVA 16, este último proceso mostró una concentración inicial y final superior debido a la alta concentración de este elemento en el residuo de piña.

3.2. Características de los compost obtenidos

Los composts maduros obtenidos en ambos procesos presentaron una CE de 4,07 dS m^{-1}, estos valores no limitan su uso en suelos agrícolas (Tabla 4). Los valores de MOT fueron superiores al 30%. Los valores de NT estuvieron por debajo del 2%, inferiores a los compost con EDAR estudiados por Sáez-Tobar y col. (2016). El compost GVA 15 con mayor proporción de lodo presentó mayor concentración de NT y P mientras que el GVA 16 con la adición de CP tuvo mayor concentración de K. Los valores de IG (> 80 %) indicaron que los compost no presentan fitotoxicidad pudiendo ser utilizado en actividades agrícolas. Los valores de los índices de humificación evaluados y de la capacidad de cambio catiónico (CCC) y de su relación con el COT (CCC/COT) indicaron que los compost alcanzaron una adecuada estabilización y humificación de la materia orgánica.

4. CONCLUSIONES

El co-compostaje de poda de granado con lodos de depuradora y subproductos agroindustriales se ha desarrollado de forma idónea desde el punto de vista de la degradación de materia orgánica, pudiéndose considerar como una estrategia alternativa de gestión para estos residuos. Los composts finales obtenidos cumplen diversos criterios de estabilización e higienización, pudiendo ser utilizados como enmendantes en agricultura. Su uso en agricultura ecológica estaría limitado debido al uso de lodos de depuradora como ingrediente de las pilas.

Tabla 4. Evaluación de la calidad de los compost obtenidos.

Parámetro	GVA 15	GVA 16
Densidad aparente (g cm^{-3})	0,54	0,56
pH	7,46	7,34
CE (dS m^{-1})	4,07	4,07
MOT (%)	34,3	32,5
NT (%)	1,82	1,75
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	168	261
CCC (meq/100g MOT)	146	137
CCC/COT (meq/ g COT)	2,59	2,28
P_2O_5 (%)	2,08	1,60
K_2O (%)	0,97	1,12
Índice de germinación, IG (%)	80,9	113
Carbono de ácidos fúlvicos, C_{af} (%)	1,50	1,56
Carbono de ácidos húmicos, C_{ah} (%)	2,13	2,79
Relación de humificación, RH (%), $C_{ex/}C_{OT}$ x100	18,6	22,9
Índice de humificación, IH (%), $C_{ah/}C_{OT}$ X 100	10,9	14,6
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x 100	58,6	63,9
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	1,42	1,78

CCC: Capacidad de Cambio Catiónico

5. BIBLIOGRAFÍA

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

MAPAMA, 2018. https://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2017/default.aspx?parte=3&capitulo=13&grupo=9&seccion=14 (Fecha de consulta: 10/09/2018)

Sáez-Tovar J.A., Pérez-Murcia M.D., Vico A., Pérez-Espinosa A., Barber X., Agulló E., Paredes C., Bustamante M.A., Moral R., 2016. Influencia de la proporción de residuo de palmera en el proceso de co-compostaje con lodos de EDAR. En: López-Nuñez, R., Cabrera, F. (Eds.) Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medio ambiente. V jornadas de la Red Española de Compostaje, pp.113-117.

Vico A. Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez- Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Manage.* 226, 408-415.

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.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha desarrollado gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural de la GVA y La Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje. Queremos agradecer la colaboración de la empresa familiar Productos artesanos Mosén Sáez y especialmente a Daniel Ten.

ESTRATEGIA DE OPTIMIZACIÓN PARA LA GESTIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES DE DIFERENTE ORIGEN

Francisco J. Guilabert[1], María Ángeles Bustamante[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], María Pilar Gomis[1], Javier Andreu[2], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), marian.bustamante@umh.es

RESUMEN: Los residuos de origen vegetal, ya sean restos de poda o incluso restos vegetales de origen marino, constituyen un creciente problema debido al aumento en su generación e inadecuada gestión en muchos casos. El principal objetivo de este estudio fue la optimización de estrategias de co-compostaje de estos residuos verdes de diferente origen, principalmente mediante la evaluación del perfil de temperatura y otros parámetros asociados, indicativos del desarrollo del proceso de compostaje. Para ello, se establecieron dos experimentos de compostaje, estableciendo 2 pilas en cada uno de ellos, los cuales se basaron principalmente en la proporción y tipo de residuo vegetal utilizado. Los resultados mostraron claramente un mejor desarrollo del proceso de compostaje, reflejado principalmente en los parámetros térmicos considerados, en función del tipo de residuo, pero fundamentalmente de la proporción utilizada en la mezcla de compostaje.

PALABRAS CLAVE: residuos vegetales marinos, *Posidonia oceanica*, compost, perfil térmico, calidad de compost.

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos verdes generados en las actividades de mantenimiento de zonas verdes de uso público, como parques, jardines y arbolado de alineación en zonas urbanas, o de zonas privadas de creciente uso, como los campos de golf, suponen un importante problema por su importante volumen, puesto que presentan una producción periódica y una heterogeneidad que varía según la estación (López y col., 2010). Adicionalmente, los restos vegetales marinos, como los residuos de algas o los arribazones marinos de especies fanerógamas (p.ej. *Posidonia oceanica* L.) también constituyen un problema en las zonas turísticas donde se acumulan, estando su gestión basada principalmente en su recogida y depósito en vertedero (Cocozza y col., 2011). La gestión de este tipo de residuos mediante el compostaje puede constituir un método viable para su tratamiento y valorización, tal como ya se ha observado en estudios previos (Cocozza y col., 2011; Illera-Vives y col., 2013). Sin embargo, algunas características de estos residuos pueden dificultar o ralentizar el proceso (Han y col., 2014), por lo que se hace necesario desarrollar estrategias de compostaje basadas en un adecuado diseño de las mezclas a ensayar para optimizar el compostaje. Por ello, el principal objetivo de este trabajo fue desarrollar dos estrategias de co-compostaje diferentes basadas en el tipo de mezcla (proporción e ingredientes utilizados) para estudiar la viabilidad de cada una de las opciones planteadas, utilizando como principal parámetro el perfil térmico de dichas mezclas y adicionalmente, parámetros físico-químicos, químicos y biológicos en aquellas mezclas que mostraron un perfil térmico adecuado.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

Se realizaron dos experimentos de compostaje basados en los diferentes ingredientes y en las proporciones de los mismos utilizadas, elaborando dos mezclas en cada uno de ellos. En el primer experimento se ensayaron dos mezclas basadas en el uso de residuos de la especie marina *Posidonia oceánica* L., procedente de la costa de Torrevieja (residuo posidonia 1), junto con residuos de poda de palmera (hoja + tronco), mientras que en el segundo experimento se ensayaron mezclas basadas en el uso del residuo de posidonia procedente de la costa de Orihuela (posidonia 2) junto con residuos de poda de morera y platanera. Las características de estos materiales se muestran en la Tabla 1. Todas las mezclas, con un tamaño de aproximadamente 5 m^3, se compostaron mediante el sistema de pila móvil a cielo abierto con la aireación mediante volteos semanales. La humedad de las mezclas también se controló semanalmente, de forma que no fuera inferior al 40%. En las mezclas en las que se alcanzó la fase termófila (T^a > 40ºC), se realizaron un total de 4 muestreos, correspondientes a las principales fases del proceso (inicio, termófila, fin de bio-oxidativa y madurez). Previamente a su análisis, las muestras fueron secadas al aire y molidas a un tamaño inferior a 0,5 mm.

Tabla 1. Principales características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales utilizados (valores expresados sobre materia seca).

Parámetro	Residuo posidonia 1	Residuo posidonia 2	Residuo palmera	Residuos morera+platanera
pH	8,5	8,6	7,1	8,3
CE (dS m^{-1})	10,2	7,21	6,06	4,94
MO (%)	14,3	18,5	59,6	73,3
COT (%)	10,8	14,0	34,5	41,0
NT (%)	0,16	0,23	0,88	1,00
Relación C/N	67,5	60,9	39,2	41,0

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica total;
COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total.

2.2. Métodos analíticos y estadísticos

Los parámetros físico-químicos (pH y conductividad eléctrica (CE)), químicos (materia orgánica, carbono orgánico total, nitrógeno, potasio y fósforo totales) y biológicos (índice de germinación) fueron determinados siguiendo los métodos descritos por Morales y col. (2016). Todos los análisis se realizaron por triplicado. Las diferencias significativas entre los parámetros estudiados fueron estudiadas mediante el análisis ANOVA y posterior contraste post-hoc LSD (diferencia mínima significativa) a $P<0,05$ utilizando el programa estadístico SPSS 15.0.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Desarrollo del proceso de compostaje

El desarrollo del proceso de compostaje puede ser evaluado utilizando diferentes parámetros, siendo el perfil térmico uno de los principales aspectos, al constituir un indicativo de la actividad

microbiana, al ser reflejo de la misma, por lo que su seguimiento permite identificar cualquier posible alteración del proceso (Morales y col., 2016). La evolución de la temperatura en las pilas elaboradas mostró claramente diferencias en función del tipo de material utilizado (Figura 1). Las mezclas elaboradas utilizando residuos de posidonia y de palmera tan sólo mostraron un ligero aumento de la temperatura en los primeros 10 días del proceso, pero sin llegar a alcanzar valores termófilos (>40ºC) durante todo el proceso (Figuras 1, a) y b)). La inhibición o incluso ausencia de la etapa termófila durante el compostaje pudo deberse al bajo contenido en materia orgánica biodegradable en estas mezclas, tal como se ha observado en otros estudios de compostaje utilizando materiales con una importante naturaleza lignocelulósica (Bustamante y col., 2013). Sin embargo, las mezclas elaboradas con residuos de posidonia y restos de poda de morera y platanera mostraron un perfil térmico completamente diferente (Figuras 1, c) y d)). La temperatura en estas pilas mostró un rápido incremento en los primeros 5 días del proceso, alcanzando temperaturas superiores a los 60ºC. La duración de la fase termófila en estas mezclas fue superior al periodo de 2 semanas con una T ≥55ºC establecido a nivel europeo como requisito para asegurar la correcta higienización de la mezcla (EC, 2014). El perfil térmico observado en las diferentes mezclas ya sirvió como factor determinante para descartar las pilas 1 y 2, por lo que el estudio del resto de parámetros tan sólo se llevó a cabo en las mezclas 3 y 4, que mostraron un adecuado desarrollo de la fase termófila del compostaje.

En la Tabla 2 se muestra la evolución de diferentes parámetros físico-químicos y químicos durante las principales etapas del compostaje. En ambas pilas se observó un ligero incremento en el pH, que ya mostraba valores ligeramente alcalinos al inicio del proceso, fundamentalmente debido al residuo de posidonia. Sin embargo, la CE prácticamente no aumentó, posiblemente debido al lavado de sales por lixiviación. La fracción orgánica disminuyó durante el proceso, destacando los bajos valores iniciales debidos a la alta proporción de residuo de posidonia en ambas mezclas.

Tabla 2. Evolución de parámetros físico-químicos y químicos durante el proceso de compostaje en las pilas 3 y 4 (datos referidos a materia seca).

Pila 3: 58,9% residuos Posidonia 2 + 41,1% residuos morera+platanera						
Fase de compostaje	**pH**	**CE (dS m^{-1})**	**MO (%)**	**C_{OT} (%)**	**N_T (%)**	**C_{OT}/N_T**
Inicio	8,36	3,72	28,1	15,4	0,31	50,7
Termófila	8,95	3,59	18,7	11,4	0,56	21,5
Fin bio-oxidativa	9,20	2,29	20,3	13,0	0,51	25,5
Madurez	8,98	3,18	18,5	12,4	0,60	21,0
LSD	*0,12*	*0,92*	*8,1*	*5,4*	*0,32*	*11,7*
Pila 4: 75,1% residuo Posidonia 2 + 24,9% residuos morera+platanera						
Fase de compostaje	**pH**	**CE (dS m^{-1})**	**MO (%)**	**C_{OT} (%)**	**N_T (%)**	**C_{OT}/N_T**
Inicio	8,20	3,61	42,5	19,7	0,53	37,3
Termófila	8,93	3,22	32,9	20,2	0,68	29,7
Fin bio-oxidativa	9,18	2,96	25,7	14,2	0,54	26,6
Madurez	8,79	3,65	24,5	17,0	0,91	18,6
LSD	*0,18*	*0,48*	*5,5*	*6,3*	*0,62*	*5,1*

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; C_{OT}: carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; IG: índice de germinación; LSD: mínima diferencia significativa a $P < 0,05$.

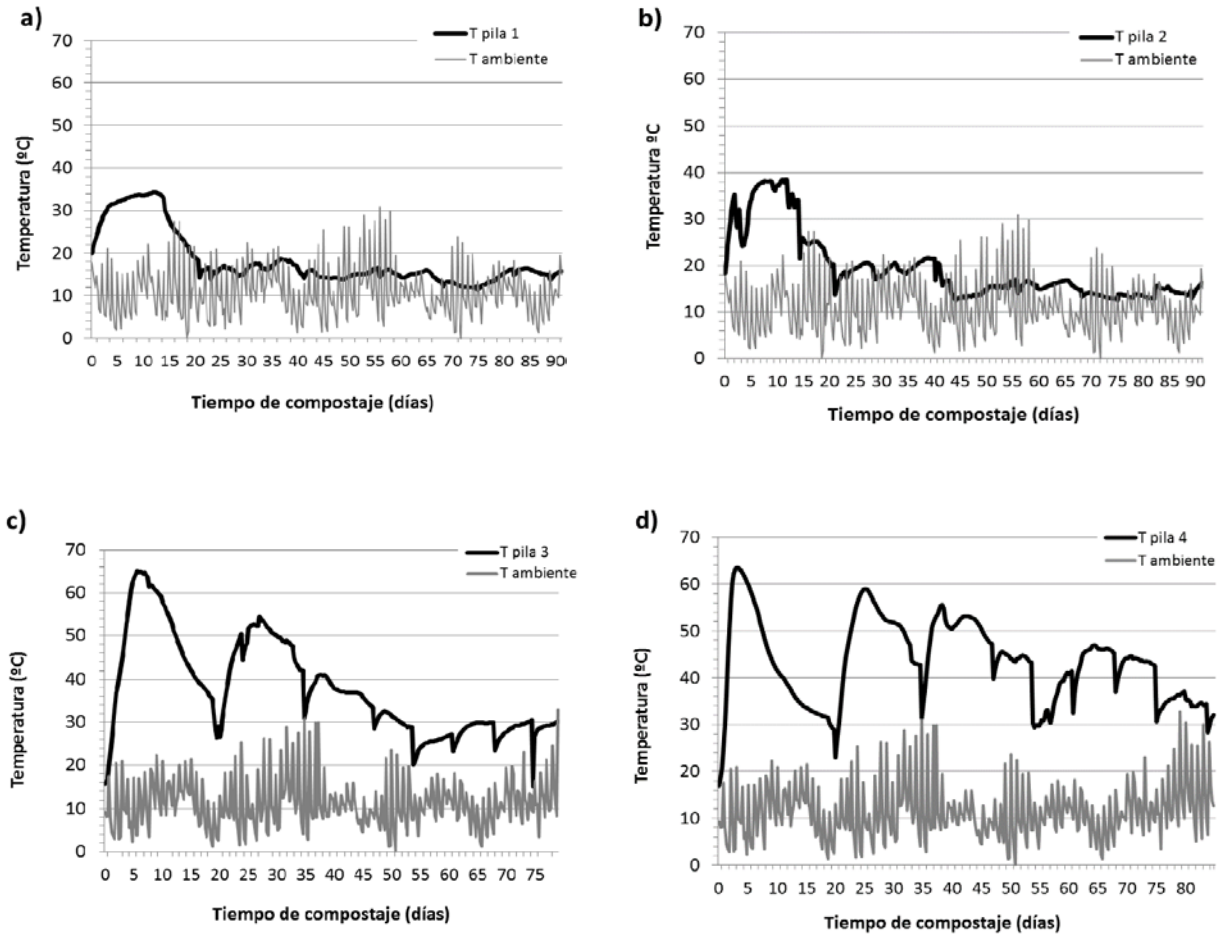


Figura 1. Perfil térmico durante el proceso de cada una de las mezclas elaboradas respecto a la temperatura ambiente. a) Pila 1: 71,1% residuo posidonia 1 + 28,9% residuo palmera; b) Pila 2: 83,8% residuo posidonia 1 + 16,2% residuo palmera; c) Pila 3: 58,9% residuos posidonia 2 + 41,1% residuos vegetales; d) Pila 4: 75,1% residuo posidonia 2 + 24,9% residuos morera+platanera.

Los contenidos de N aumentaron durante el proceso, debido al efecto concentración por la pérdida de peso de las pilas, hecho también reflejado en la disminución de la relación C/N, indicativa de un adecuado desarrollo del proceso, tal como observaron Cocozza y col. (2011) durante el compostaje de residuos de posidonia con otros residuos vegetales.

3.2. Calidad de los compost obtenidos

Los compost 3 y 4 mostraron valores de pH alcalinos (Tabla 3), así como bajos valores de CE, al contrario que otros compost de posidonia obtenidos en estudios anteriores (Cocozza y col., 2011). Los contenidos de materia orgánica y de N fueron bastante bajos comparados a otros compost vegetales, siendo algo mayores en otros nutrientes como P y K, lo cual es característico en compost de residuos vegetales de origen marino (Cocozza y col., 2011; Han y col., 2014). Por otra parte, mostraron valores de la C/N inferiores o próximos a 20, así como ausencia de fitotoxicidad (IG >50%).

Tabla 3. Principales parámetros de calidad de los compost finales obtenidos (datos referidos a materia seca).

	Compost 3	Compost 4
pH	8,98	8,79
CE (dS m^{-1})	3,18	3,65
MO (%)	18,5	24,5
C_{OT}/N_T	21,0	18,6
N_T (g kg^{-1})	6,00	9,10
K (g kg^{-1})	7,49	10,8
P (g kg^{-1})	1,15	2,36
IG (%)	98,6	60,5

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

4. CONCLUSIONES

El compostaje de residuos vegetales junto con residuos de posidonia puede constituir un método viable y eficaz para gestionar este tipo de residuos. Sin embargo, los resultados obtenidos han mostrado que la estrategia de compostaje basada en el diseño de la mezcla debe considerar el uso de residuos vegetales con una importante fracción orgánica biodegradable que posibilite el adecuado desarrollo del proceso o incluso la incorporación un agente co-compostante ternario que incremente notablemente el contenido orgánico y nutriente en el compost final.

5. BIBLIOGRAFÍA

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

Cocozza C., Parente A., Zaccone C., Mininni C., Santamaria P., Miano T., 2011. Comparative management of offshore posidonia residues: composting vs. energy recovery. *Waste Manage.* 31, 78-84.

EC, 2014. European Commission. End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical Proposals, 2014.

Han W., Clarke W., Pratt S., 2014. Composting of waste algae: A review. *Waste Manage.* 34, 1148-1155.

Illera-Vives M., Labandeira S.S., Lopez-Mosquera M.E., 2013. Production of compost from marine waste: evaluation of the product for use in ecological agriculture. *J. Appl. Phycol.* 25, 1395-1403.

López M., Soliva M., Martínez-Farré F.X., Bonmatí A., Huerta-Pujol O., 2010. An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. *Bioresource Technol.* 101, 1399-1405.

Morales A.B., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., Moral R., Ros M., Pascual J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Clean. Prod.* 121, 186-197.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto MED-SEADEBRIS: *Desarrollo y validación de estrategias de gestión sostenible de las algas y arribazones marinos mediante compostaje*, financiado por Hidraqua, Gestión Integral de Aguas de Levante, S.A., Aguas Municipalizadas de Alicante, E.M. y Aguas del Arco Mediterráneo, E.M.

ESTUDIO COMPARATIVO DE SISTEMAS DE COMPOSTAJE PARA EL RECICLADO CONJUNTO DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS, GANADEROS Y URBANOS

Francisco Borja Sánchez-García[1], Lorena Guixot[2], Mª Teresa Fernández-Suárez[1], María del Valle Palenzuela[3], María Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]VAERSA-Planta de tratamiento de Residuos Domiciliarios de Villena. Partida de los Cabezos, km 1,1 03400-Villena (Alicante), [3]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra, Utrera, km 1 41013-Sevilla, borsanxez@gmail.com

RESUMEN: el presente ensayo estudia las diferencias que dos sistemas de compostaje distintos (compostaje en pila al aire libre con ventilación por volteos frente a compostaje en túnel con aireación forzada) pueden tener en el proceso de estabilización y calidad del compost final. Para ello se ha empleado una mezcla de flujos residuales provenientes de las actividades primarias, secundarias y terciarias del término municipal de Villena (Alicante) incluyendo: i) los residuos agroalimentarios de alpeorujo; ii) destrío de hortícolas, principalmente puerro; iii) estiércol de vacuno; iv) residuos municipales de jardinería urbana. El desarrollo experimental consiste en la elaboración de la mezcla inicial con los 4 ingredientes propuestos (400 toneladas s.m.f.), posteriormente la mezcla se divide en dos, donde una parte permanece al aire libre realizando volteos y riegos mensualmente, y la otra parte se introduce en un túnel con sistema integrado de control de temperatura y concentración de O_2 que activan el sistema de riego y ventilación. En ambos casos, durante el seguimiento se realiza un monitoreo de la temperatura en la que se observa una mayor actividad térmica en la pila del túnel, con incrementos de temperatura mayores debido a la ventilación forzada. Se estudió la evolución de la materia orgánica y la concentración de macronutrientes y sustancias húmicas al final del proceso en función de la tecnología empleada para poder establecer un análisis integral de ambos procesos a escala industrial.

PALABRAS CLAVES: co-compostaje, agrocompostaje, compost, Agricultura Ecológica, Villena.

1. INTRODUCCIÓN

En el municipio de Villena es creciente el interés suscitado por las explotaciones agrícolas y el Ayuntamiento de Villena en obtener compost para aplicación en agricultura convencional y ecológica, a partir de los residuos orgánicos generados por la propia actividad de las explotaciones. Desde diferentes estudios asociados se han detectado tres flujos principales de residuos potencialmente transformables a compost orientado a Agricultura Ecológica, que son destrío de puerro (producción anual hasta 5.000 t), poda urbana del municipio de Villena y alperujo de la almazara de la bodega Las Virtudes. En un ensayo previo realizado dentro del convenio de Agrocompostaje entre la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche en el municipio de Villena (Alicante), se han detectado cuatro flujos principales de residuos compostables, destrío de puerro (DP), poda urbana (PU), alperujo (ALP) y estiércol bovino (EB) que presentan claras sinergias en el territorio, por lo que los actores de esta zona pretenden escalar el proceso para obtener una cantidad significativa y continua de compost de calidad. En este sentido la reproducibilidad y el escalado de los procesos de agrocompostaje son el reto más significativo para conseguir implantar estos modelos de economía circular. Por ello, el objetivo es realizar un estudio comparativo entre dos metodologías/sistemas de compostaje usando la misma mezcla de

co-compostaje en condiciones comerciales (pilas de 150 toneladas s.m.f,): a) un sistema cerrado en túnel con aireación forzada y b) un sistema abierto de pila con volteos periódicos analizando especialmente tanto los procesos a nivel térmico, así como respecto a la pérdida de materia orgánica, con el fin de poder tomar decisiones de manejo final del sistema.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se desarrolló una mezcla de residuos para co-compostaje a partir de residuos del término de Villena según la composición porcentual sobre materia fresca de: destrío de puerro (32,1%), estiércol de vaca (15%), poda urbana (36,7%) y alperujo (16,2%). Se generaron dos pilas idénticas de 127 toneladas s.m.f, a las que se le sometieron a: a) GVA45, un compostaje en sistema cerrado en túnel con aireación forzada durante 67 días y posterior evolución/maduración en solera a cielo abierto (aproximación usual en plantas de compostaje de FORM); o b) GVA46, compostaje en sistema abierto de pila con volteos periódicos. Ambos manejos han sido realizados en las instalaciones de la planta de tratamiento mecánico-biológico de residuo urbano y vertedero de la empresa VAERSA en Villena. En la Tabla 1, se presentan las características principales de los materiales (Tabla 1 A) y su proporción en la mezcla (Tabla 1B). El DP presentó elevada humedad y CE, así como alta concentración de K y Na. El EB mostró pH básico y CE alta por su contenido en K. La PU empleada presentó densidad aparente y humedad baja con una relación COT/NT media idónea para su uso como estructurante, aunque con niveles altos de polifenoles. El ALP presentó el mayor contenido en materia orgánica y relación COT/NT, aunque por su densidad y textura se considera materia fresca. Se analizaron estadísticamente como variables principales del experimento el tiempo (t) incluyendo 6 muestreos a los 0, 21, 54, 67, 97, 124 días del proceso; el tipo de tecnología de tratamiento utilizada en el compostaje (TC) (A. aireación forzada en túnel con solo dos volteos, GVA45; frente a B. pila exterior volteada periódicamente, 3 volteos, GVA46).

Tabla 1. Principales propiedades de los ingredientes (s.m.s.)(A) y proporción empleada (B).

(A) Propiedades	DP	EB	PU	ALP
Humedad (%)	89,0	68,0	20,0	45,0
D aparente (kg L^{-1})	0,480	0,350	0,300	1,010
pH (ud pH)	6,5	8,1	6,9	5,7
Conductividad Eléctrica CE (dS m^{-1})	12	7,9	4,2	4,4
Materia orgánica total, MOT (%)	50,0	79,5	62,5	92,5
Nitrógeno total, NT (%)	1,75	1,85	1,45	1,21
Carbono total, COT (%)	22,6	40,9	35,4	35,0
Relación COT/NT	12,9	22,2	24,4	44,7
Fósforo Total P (g kg^{-1})	3,3	2,6	1,6	1,1
Potasio Total, K (g kg^{-1})	26,5	30,6	11,4	21,3
Sodio Total Na (g kg^{-1})	8,6	5,14	2,34	2,10
Polifenoles (mg kg^{-1})	4439	4596	9061	2590
(B) Proceso de compostaje				
Mezcla (% S.M.F.)	32,2	15,0	36,7	16,1
Mezcla (% Vol.)	32,1	10,9	22,9	34,1

%S.M.F.: % en peso Sobre Materia Fresca, %Vol.: % en Volumen

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizó un seguimiento de los procesos a nivel térmico durante 124 días (Figura 1), en el cual el GVA 45 estuvo 67 días en un sistema de pila estática con aireación forzada, en la que se introdujeron 127 toneladas inicialmente y se sacaron del túnel 86 t, tras ello se siguió el proceso por 57 días en el exterior. La temperatura de GVA 45 en el túnel osciló debido a la operatividad de las soplantes y a la programación SCADA usada (igual al compostaje de FORM de la localidad). La temperatura máxima en el GVA 45 fue de 81,4ºC. Para el sistema exterior-clásico (GVA 46) se obtuvo una temperatura máxima de 70ºC y estuvo durante 124 días por encima de los 40ºC. El sistema de compostaje cerrado en túnel favorece una mayor ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax) (278) frente a la pila exterior (192). El sistema abierto de pila con volteo desarrolló un perfil térmico más homogéneo y constante en el tiempo (Tabla 2). El índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) durante la fase bioxidativa nos indica una prologada e intensa exotermia en ambos casos, potencialmente asociado al alperujo.

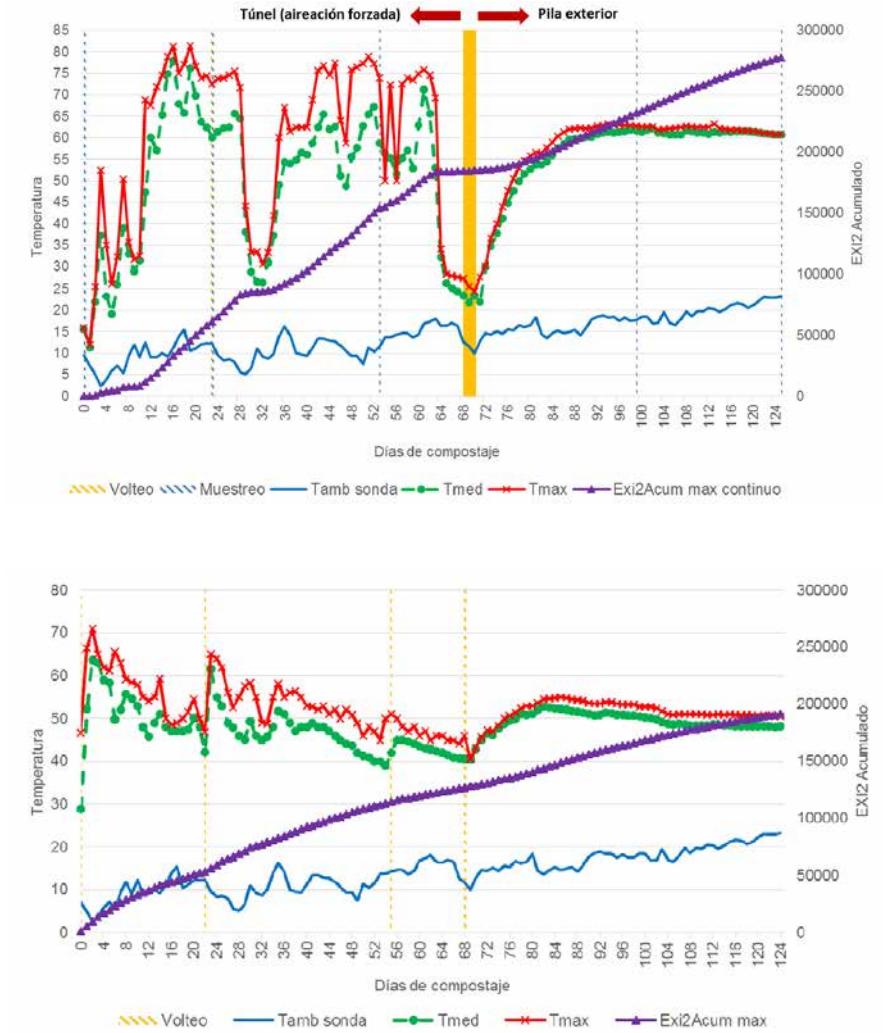


Figura 1. Perfil térmico sistema A) Sistema túnel aireacion activa+Pila exterior (arriba) vs B) Pila exterior aireada pasivamente con volteos periódicos (inferior).

Tabla 2. Seguimiento térmico del proceso.

	GVA45			GVA46
Parámetro	**Fase túnel**	**Fase exterior**	**total**	**total**
Días fase bioxidativa	67,0	57,0	124,0	124
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	51,0	56,0	107,0	124
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	49,0	53,0	102,0	95
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	44,0	45,0	89,0	10
Temperatura máxima pila	81,4	75,9	78,6	70,9
Temperatura promedio pila	49,7	53,9	51,8	48,2
Temperatura mínima pila	11,3	21,9	16,6	28,8
Nº Días >40ºC/ Días fase bioxidativa	0,75	1,00	0,88	1
Índice EXI^2 (ºC^2)	184.604	93.384	277.988	191.592
Ratio EXI^2/días f. bio-oxid. (Tmax)	2715	1668	2191	1.532

El sistema de compostaje cerrado de túnel con aireación forzada ofrece mayor garantía del cumplimiento de los criterios de higienización del compost que el sistema abierto de pila con volteo, ya que se alcanzaron valores de temperatura máximos superiores en la pila túnel (Tmáx= 78,6) que en la pila exterior (Tmáx= 70,9). El tipo de sistema de compostaje utilizado ha influido estadísticamente en los parámetros de pH y conductividad eléctrica, pero no sobre la humedad (Tabla 3). La evolución de la materia orgánica (MO) no presenta diferencias significativas entre ambos tipos de compostaje estudiados al punto final, aunque sí se observa una mayor pérdida de MO en los primeros 23 días en la pila túnel frente a la pila exterior. En concreto, la pérdida de materia orgánica final es similar en ambos casos (63,6%±1,0).

4. CONCLUSIONES

El compostaje estático con ventilación forzada tipo túnel, favorece un mayor EXI2, mayor ganancia de calor respecto al control que ofrece mejores garantías de higienización. Respecto a la evolución de la MO, los sistemas comparados presentan valores estadísticamente iguales, siendo la pila exterior levemente más densa, salina y alcalina que la procedente del túnel. La definición de la mezcla en función de los residuos utilizados, así como las técnicas de compostaje realizadas, han seguido procedimientos válidos para que el producto final de compost sea potencialmente aplicable en el entorno de la Agricultura Ecológica.

5. BIBLIOGRAFÍA

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera L.*) pruning biomass by co-composting with urban agri-food sludge. *J. Environ. Manage* 226: 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural y La

Universidad Miguel Hernández de Elche. Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado en este proyecto a la empresa pública VAERSA, a la Cooperativa Agrícola de Villena, la Cooperativa de Las Virtudes y al Ayuntamiento de Villena.

Tabla 3. Resultados de los parámetros de seguimiento del proceso: Densidad (D), pH, conductividad eléctrica (EC), Materia orgánica (MO) y pérdida de MO.

Muestra	días	D kg L^{-1}	pH	EC (ds m^{-1})	MO (%)	% pérdida MO
GVA45, Túnel M1	0	0,29a	7,50ab	4,85b	49,5e	0,0a
Túnel M2	21	0,54c	7,51ab	3,99a	40,2d	31,2b
Túnel M3	54	0,45b	7,49ab	4,00a	35,9c	42,7c
Túnel M4	67	0,44b	7,40a	4,26a	28,8b	58,7d
Túnel M5	97	0,56c	7,64b	5,42c	26,1a	63,9e
Túnel M6	124	0,60d	7,61ab	4,83b	26,8ab	62,6e
F anova		*204****	*3,7**	*41****	*320****	*861****
Pila exterior M1	0	0,24a	7,56ab	3,77a	48,5d	0,0a
Pila exterior M2	21	0,31b	7,42a	4,36b	42,0c	23,1b
Pila exterior M3	54	0,55c	7,54ab	4,33b	35,6b	41,4c
Pila exterior M4	67	0,65e	7,80c	3,72a	25,7a	63,2d
Pila exterior M5	97	0,61d	7,71bc	4,88c	25,5a	63,6d
Pila exterior M6	124	0,74f	7,77c	4,55b	25,1a	64,5d
F anova		*408****	*10,9 ***	*36****	*458****	*704****
		Análisis multivariante GLM				
Tipo de Compostaje (TC)						
Túnel		0,48a	7,57a	4,58b	34,8b	43,4a
Pila exterior		0,52b	7,62b	4,29a	33,9a	42,9a
		*57 ***	*16,6****	*37****	*8,7***	*1,0ns*
Tiempo (t)						
0		0,26a	7,57ab	4,34b	49,26e	0,0a
21		0,43b	7,51a	4,20ab	41,36d	27,4b
54		0,50c	7,56ab	4,19ab	36,0c	42,3c
67		0,54d	7,65bc	4,01a	27,4b	61,3d
97		0,59e	7,72c	5,18d	26,0a	64,1e
124		0,68f	7,73d	4,71c	26,1a	63,9e
		*495****	*8,1****	*55****	*760****	*1526****
TC x t		*160****	*6,7****	*23****	*5,3***	*10,4****

***, ** y *: significación a $p < 0,001$, 0,01 y < 0,05, respectivamente. Los valores en columnas con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a $p < 0,05$).

ESTUDIO DE DIFERENTES MEZCLAS DE CO-COMPOSTAJE DE LODOS AGROINDUSTRIALES, CON RESIDUOS AGRÍCOLAS Y AGROALIMENTARIOS

Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Miguel Ángel Domene[2], Alicia González-Céspedes[2], Francisco Borja Sanchez-García[1], Mª Teresa Fernández-Suarez[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Fundación Cajamar, Estación Experimental Las Palmerillas, Santa María del Águila, Almería, perez.murcia@umh.es

RESUMEN: La valorización de flujos residuales asociados a la actividad agroalimentaria es esencial en la economía circular. En este estudio se plantea el co-compostaje de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales de la industria agroalimentaria (EDARI) mediante diferentes mezclas binarias y ternarias de materias residuales agrícolas y destríos de la industria agroalimentaria. Se realizaron 6 ensayos de co-compostaje donde se incluían 2 mezclas binarias y 4 ternarias, empleando como residuo común en todas ellas el lodo EDARI, además de otros residuos frescos como pimiento, tomate, puerro y como materiales estructurantes sarmiento de vid, tallo de ajo y poda de aguacate. Las diferentes mezclas se dispusieron en composteras (350 L). Se analizaron los materiales iniciales y las mezclas, al inicio (T=0d), al final de la fase bioxidativa (T=60d) y final de la fase de maduración (T=90d). Se estudió la evolución del pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, contenido NPK, concentración de polifenoles y carbono extraíble. Los perfiles térmicos de los procesos muestran que el compostaje es viable para la estabilización del lodo EDARI con los diferentes materiales probados en las mezclas, alcanzando niveles de higienización y estabilización de la materia orgánica adecuados. Analizando la exotermia de los procesos de forma global y normalizando para el número de días de fase bioxidativa se observaron claramente dos bloques de procesos que coinciden con procesos binarios vs ternarios. Parece claro que la mayor diversidad de residuos minimiza aspectos limitantes de las materias primas (excesiva humedad, contenido elevado de polifenoles o de sales).

PALABRAS CLAVE: Compost, materia orgánica, valorización.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad agroalimentaria genera diversos flujos residuales (restos hortofrutícolas, podas, lodos de depuración, etc.) de producción creciente. Además, el fomento de los procesos de tratamiento de las aguas residuales generadas en las industrias agroalimentarias está empeorando los problemas de manejo y almacenamiento de lodos de depuración (Morales y col., 2016). La heterogeneidad de los residuos que generan permite orientar su participación en procesos de compostaje, algunos como estructurantes y otros como fuente de nutrientes para los microorganismos, permitiendo una exitosa valorización que los integre en la denominada economía circular. La calidad del producto final depende de los materiales iniciales y factores físicos y biológicos como la temperatura, la humedad, y período de descomposición (Qian y col., 2014). El objetivo principal de este trabajo es evaluar diferentes estrategias de co-compostaje de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales de la industria agroalimentaria (EDARI) mediante diferentes mezclas binarias y ternarias de materias residuales agrícolas y destríos de la industria agroalimentaria, así como la calidad de los compost finales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos de co-compostaje de 6 mezclas diferentes utilizando el lodo procedente de la depuración de aguas residuales de la industria agroalimentaria (EDARI) como ingrediente común (Tabla 1). Los procesos se desarrollaron en la planta de compostaje del Campus de la UMH en Orihuela, en composteras de 350L, con volteo periódico manual, control de la temperatura y la humedad que se mantuvo en el rango óptimo (60-70%). Se analizaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos asociados con el desarrollo del proceso de compostaje, siguiendo los métodos descritos por Vico y col. (2018) y Naher y col. (2018) en tres momentos (M1, start-up o mezcla inicial; M2, final fase bio-oxidativa; M3, madurez, establecida a los 30 días después de M2). Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) para poder correlacionar los perfiles térmicos, según Vico y col. (2018). El sarmiento de vid y la poda de aguacate se utilizaron como agentes estructurantes por su baja densidad y su alta relación C/N. Los destríos de tomate, pimiento y puerro presentaron elevada humedad y alto contenido en MO y N, además de K. El lodo EDARI se genera en una industria de congelados y de procesados vegetales de cuarta gama (campaña de pimiento).

Tabla 1. Ingredientes de los procesos en % s.m.f. (A) y sus principales propiedades (B).

(A) Proceso de compostaje	Lodo EDARI	Sarmiento vid	Tallo ajo	Hoja aguacate	Pimiento	Tomate	Puerro
GVA-26	70 %	30 %					
GVA-27	70 %		30%				
GVA-28	34 %			33 %	33 %		
GVA-29	34 %	33 %			33 %		
GVA-31	34 %	33 %				33 %	
GVA-34	34 %	33 %					33%
(B) Propiedades							
Densidad (kg l^{-1})	0,87	0,14	0,07	0,13	0,88	1,02	0,64
Humedad (%)	76,1	9,52	18,9	24,9	88,5	92,1	91,3
pH	6,08	7,11	5,56	6,09	5,22	5,56	9,72
Cond. Eléctrica, CE (dS m^{-1})	4,51	1,27	5,18	6,16	6,77	11,3	12,7
Materia org. total, MOT (%)	55,6	92,9	87,6	91,9	82,1	74,8	71,0
Carbono org. total, C_{OT} (%)	42,7	58,2	31,2	65,4	67,1	55,8	50,8
Nitrógeno total, N_T (%)	4,69	1,04	2,17	2,57	3,61	3,64	2,81
Relación C_{OT}/N_T	9,10	56,0	14,4	25,4	18,6	15,3	18,1
P (g kg^{-1})	7,20	0,70	1,15	2,51	3,30	5,35	4,38
K (g kg^{-1})	6,88	3,47	21,5	12,0	35,3	31,4	54,4
Na (g kg^{-1})	3,66	1,44	3,22	1,56	3,73	5,81	0,30
Polifenoles hidrosol. (mg kg^{-1})	612	2533	1548	2829	3401	1689	1400

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Desarrollo del proceso

Todos los procesos alcanzaron temperaturas superiores a los 40ºC en 24 horas (Figura 1). Morales y col. (2016) y Vico y col. (2018) observaron incrementos rápidos de la temperatura en procesos de compostaje de lodos de la industria agroalimentaria con diversos estructurantes. Salvo los GVA-26 y GVA-28, todos los procesos mostraron una evolución similar con elevada exotermia en la primera fase y reactivación de los procesos bioxidativos tras los volteos (27 y 55 días), debido al mezclado y homogeneización, aunque con menor intensidad por la menor disponibilidad de materiales degradables. GVA-28 presentó la máxima actividad y exotermia después del primer volteo. GVA-26 tuvo un perfil de poca amplitud térmica. Hubo diferencias entre los procesos binarios y terciarios, siendo estos últimos los que alcanzaron temperaturas promedio más altas, se mantuvieron más días con temperaturas por encima de los 40 ºC, alcanzando una mayor exotermia (Tabla 2). El proceso más intenso fue para el GVA-29. La relación de ingredientes 1:1:1 s.m.f. parece proporcionar condiciones físicas y químicas más idóneas frente a los procesos binarios (con más presencia de lodo). La mayor diversidad de residuos pudo minimizar aspectos limitantes de algunas materias primas (ej.: excesiva humedad, contenido elevado de polifenoles, o sales). El pH aumentó desde el rango 7,2-7,5, hasta 8,1-8,9, salvo en el compost GVA-26 que disminuyó (Tabla 3). Salvo para el proceso GVA-26, la CE aumentó durante el proceso debido a la mineralización de la MO y al aumento relativo de iones por la pérdida de peso de la pila. La relación C_{OT}/N_T disminuyó especialmente en la fase bioxidativa, coincidiendo con la máxima degradación de la MO. La relación C_{OT}/N_T es inicialmente baja por lo que sería potencialmente útil subir el porcentaje de agente estructurante debido a problemas de exceso de N, propiedades físicas de las mezclas iniciales incluyendo elevadas humedades. Los contenidos de NPK y Na también se incrementaron durante el proceso. El incremento promedio fue de 24,3 % para N, 32,8 % para P y 44,4 % para K.

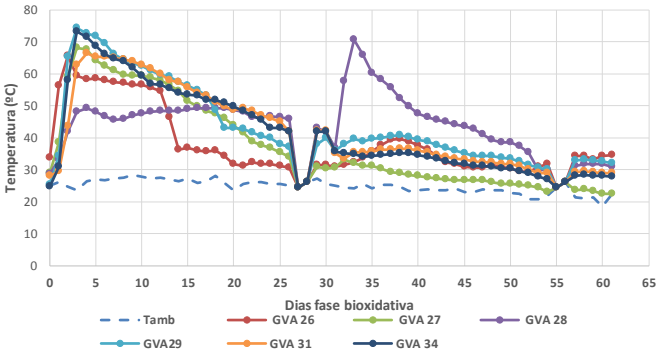


Figura 2. EXI2 acumulado de los procesos.

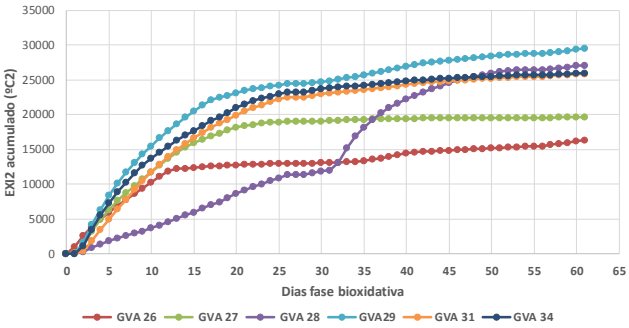


Figura 1. Perfil térmico de los procesos.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico de los procesos de compostaje.

Parámetro	GVA 26	GVA 27	GVA 28	GVA 29	GVA 31	GVA 34
Días fase bio-oxidativa	60	60	60	60	60	60
Nº Días F.Bio-oxid/ >40°C	13	20	27	27	27	27
Temperatura máxima pila	65,6	68,0	70,6	74,2	66,5	73,1
Temperatura promedio pila	37,8	37,3	43,6	42,9	41,7	41,2
Índice EXI2 (°C ^{2})	16385	19625	27075	29493	25863	25966
Ratio EXI^2/días f. bio-oxid.	269	322	444	483	424	426

Tabla 3. Características medias de las mezclas durante el proceso de compostaje.

	pH	CE dS m^{-1}	MOT %	Cenizas %	Pérdida MO %	C_{OT} %	C_{OT}/N_T	N %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}	Na g kg^{-1}
GVA 26: Lodo (70%) + sarmiento (30%) s.m.f.											
M1 Start-up	7,17	2,21	75,3	24,7	0	41,5	20,1	2,06	4,33	5,62	2,39
M2 Final Bioxidativa	6,86	3,57	63,0	36,7	44,0	40,1	21,4	1,93	5,15	7,24	3,13
M3 Madurez	6,89	3,84	56,7	43,3	57,1	33,4	13,7	2,42	5,50	9,99	3,11
GVA 27: Lodo (70%) + Tallo ajo (40%) s.m.f											
M1 Start-up	7,00	5,17	76,3	23,7	0,0	38,6	17,2	2,29	3,52	18,0	3,21
M2 Final Bioxidativa	8,61	7,42	55,1	44,9	61,8	29,8	11,2	2,66	8,47	31,7	5,11
M3 Madurez	8,62	7,37	51,9	48,1	66,4	28,6	11,1	2,58	8,62	31,5	5,31
GVA 28: Lodo (34%) + H. aguacate (33%) + pimiento (33%) s.m.f.											
M1 Start-up	7,36	4,71	84,0	16,0	0,0	44,2	14,2	3,10	4,98	20,8	3,07
M2 Final Bioxidativa	8,72	3,71	76,0	24,0	39,9	42,5	11,9	3,58	5,36	21,8	3,58
M3 Madurez	8,96	3,49	77,0	23,0	36,4	40,4	11,7	3,44	6,52	25,7	3,66
GVA 29: Lodo (34%) + sarmiento (33%) + pimiento (33%) s.m.f.											
M1 Start-up	7,22	3,02	77,7	22,3	0,0	42,9	24,0	1,79	3,22	12,7	2,43
M2 Final Bioxidativa	8,30	3,42	66,3	33,7	43,8	40,7	17,2	2,36	5,09	16,3	3,71
M3 Madurez	8,15	4,01	65,6	34,4	45,5	33,9	13,8	2,46	5,21	20,1	3,77
GVA 31: Lodo (34%) + sarmiento (33%) + tomate (33%) s.m.f.											
M1 Start-up	7,38	2,58	72,30	27,70	0,0	39,6	23,9	1,67	3,38	9,9	2,48
M2 Final Bioxidativa	8,27	3,12	60,0	40,0	42,6	36,7	18,4	1,99	5,48	13,9	2,97
M3 Madurez	8,46	3,25	57,76	42,24	47,6	34,2	15,5	2,21	4,84	14,3	3,38
GVA 34: Lodo (34%) + sarmiento (33%) + puerro (33%) s.m.f.											
M1 Start-up	7,51	2,91	69,0	31,05	0,0	38,3	23,3	1,65	3,76	10,3	3,05
M2 Final Bioxidativa	8,23	3,68	62,1	37,9	26,3	38,3	17,8	2,15	3,79	14,1	3,67
M3 Madurez	8,49	3,51	54,97	45,0	45,0	34,9	15,7	2,23	4,04	13,6	5,45

3.2. Calidad de los compost

Todos los compost maduros excepto el GVA 28 presentaron valores de pH dentro del rango ideal para su uso agrícola. Solo compost GVA27 mostró valores de CE limitantes para determinados usos agrícolas. La MO fue superior a 50% en todos los compost, siendo las más altas la de los compost GVA 28 y 29. Los valores de la capacidad de intercambio catiónico (CCC) y de su relación con el COT (CCC/ C_{OT}) indicaron una adecuada madurez de los compost. El compost GVA 28 no alcanzó los valores de porcentaje de ácidos húmicos (Pah) establecido por diversos autores y el compost GVA 27 presentó un bajo índice de humificación (IH), ambos procesos presentaron mayor contenido de N al inicio y menor incremento de este elemento durante el proceso. El resto de compost verificaron todos los criterios de calidad-madurez estructural. Los compost GVA 26, 27 y 28 presentaron índices IG bajos inferiores al 60%, posiblemente asociado a la mayor presencia de polifenoles en dichos compost.

Tabla 4. Características agronómicas de los compost.

Parámetro	GVA 26	GVA 27	GVA 28	GVA 29	GVA 31	GVA 34
Densidad aparente (g cm^{-3})	0,30	0,39	0,37	0,44	0,45	0,47
pH	6,89	8,62	8,96	8,15	8,46	8,49
CE (dS m^{-1})	3,84	7,37	3,49	4,01	3,25	3,51
MOT (%)	56,7	51,9	77,0	65,6	57,8	55,0
NT (%)	2,42	2,58	3,44	2,46	2,21	2,23
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	860	789	688	447	411	333
CCC (meq $100g^{-1}$ MOT)	111	84,5	116	117	115	118
CCC/Cot (meq g^{-1} C_{OT})	1,90	1,14	2,21	2,27	1,95	1,86
P_2O_5 (%)	1,26	1,97	1,49	1,19	1,11	0,92
K_2O (%)	1,20	3,80	3,10	2,42	1,72	1,64
Índice de germinación (%)	40,0	26,2	10,0	82,0	74,2	90,5
Carbono de ácidos fúlvicos, C_{af} (%)	2,66	3,47	1,80	2,16	1,69	2,19
Carbono de ácidos húmicos, C_{ah} (%)	4,89	4,33	3,55	5,35	4,57	3,86
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x 100	22,7	27,3	13,3	22,2	18,3	17,3
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} x 100	14,6	15,1	8,80	15,8	13,3	11,0
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x100	64,8	55,5	66,3	71,3	72,9	63,5
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	1,84	1,25	1,97	2,48	2,70	1,77

4. CONCLUSIONES

El compostaje del lodo EDARI con residuos de la industria agroalimentaria es viable, alcanzando niveles de higienización y estabilización de la materia orgánica adecuados. Analizando la

exotermia de los procesos de forma global y normalizando para el número de días de fase bioxidativa se observaron dos bloques de procesos que coinciden con procesos binarios vs ternarios. La mayor diversidad de residuos en las mezclas minimizó aspectos limitantes de las materias primas (excesiva humedad, alto contenido de polifenoles o sales). La relación C/N inicial de las mezclas podría aumentarse aportando mayor cantidad de estructurante, aunque habría que tener en cuenta el aumento del contenido de polifenoles con consecuencias sobre la fitotoxicidad del compost final.

5. BIBLIOGRAFÍA

Qian X., Shen G., Wang Z., Guo C., Liu Y., Lei Z., Zhang. Z., 2014. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Manage.* 34:530–35.

Morales A.B., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., Moral R., Ros M., Pascual J.A., 2016. Agri-food sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. *J. Clean. Prod.* 121: 186–197.

Naher U.M., Sarkar M.I.U., Jahan A. and Biswas J.C. 2018. Co-Composting urban waste, plant residues and rock phosphate: biochemical characterization and evaluation of compost manurity. Communications in soil science and plant analysis. 49: 751-762. https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1435799

Vico A. Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez- Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage.* 226: 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

Trabajo cofinanciado por el proyecto bioREFINA, ITC- 2016116 (Biorefinería de productos fertilizantes para autoconsumo en explotaciones hortofrutícolas), liderado por la empresa Sistema Azud, S.A., a través del Programa FEDER INNTERCONECTA, Programa Estatal de Investigación, Desarrollo e Innovación Orientada a los Retos de la Sociedad, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-2016. También agradecemos la colaboración de la empresa Miguel García Sánchez e Hijos, S.L.

EVALUACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEIS) EN EL CO-COMPOSTAJE DE LODOS AGROINDUSTRIALES (EDARI) Y PODA DE JARDINERÍA URBANA

José Antonio Sáez[1], Alberto Vico[1], Guillermo Pardo[2], María Dolores Pérez-Murcia[1], María Ángeles Bustamante[1], Agustín del Prado[2], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Basque Centre for Climate Change (BC3), Edificio Sede Nº 1, Planta 1ª, Parque Científico de UPV/EHU, Barrio Sarriena s/n, 48940 Leioa (Bizkaia), jose.saezt@umh.es

RESUMEN: El objetivo de este trabajo se centraba en el estudio de la dinámica de emisión de CO_2, CH_4 y N_2O durante la fase bioxidativa del co-compostaje de un lodo EDARI y diferentes tipos de agentes estructurantes usualmente utilizados, incluyendo la evolución del proceso y la calidad agronómica de los compost obtenidos. Para ello se prepararon 4 procesos de co-compostaje, usando un lodo EDARI proveniente del procesado de cítricos junto con 4 materiales de residuo de poda de jardinería como agente estructurante. Los resultados mostraron una correcta degradabilidad de las mezclas testadas, con una dinámica similar en la emisión de N_2O y CH_4 durante la fase bioxidativa.

PALABRAS CLAVE: Producción de metano, emisión gas, efecto invernadero.

1. INTRODUCCIÓN

La producción de lodos procedentes de la depuración de aguas residuales de la agroindustria ha crecido mucho en los últimos años. El compostaje de este tipo de residuos de naturaleza orgánica permite la reutilización y reciclado nutrientes, contando con la ventaja de ser un tratamiento con muy bajos requerimientos técnicos, si lo comparamos con otras opciones. Sin embargo, la optimización de los procesos de compostaje a escala real se centra en general en factores como la mezcla de flujos residuales y la consecución y mantenimiento de perfiles termófilos adecuados, pero en pocos casos se analiza la emisión de gases de efecto invernadero a pesar de su repercusión al cambio climático y su utilidad como indicadores intrínsecos del proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la consecución de los objetivos planteados, se llevaron a cabo 4 procesos de compostaje binarios, utilizando en todos los casos un lodo EDARI (LD) procedente de la depuración de aguas residuales del procesado y manufactura de cítricos junto a diferentes materiales procedentes de residuos de poda de jardinería urbana como agente estructurante: a) Hoja de palmera Washingtonia (*Washingtonia filifera*) (HW); b) Hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) (HP); c) poda de Tipuana, (*Tipuana tipu)* (TP); d) poda de morera, *Morus alba* (MA). Los procesos se desarrollaron a escala comercial mediante compostaje por volteo periódico. Las proporciones de las mezclas fueron las siguientes:

— Pila C1: 48% LD + 52% HW; Pila C2: 54% LD + 46% HD

— Pila C3: 36% LD + 64% MA; Pila C4: 33% LD + 67% TP

Las pilas se construyeron con forma trapezoidal y se determinó el tamaño, volumen y área de emisión de las mismas. El muestreo de gases se realizó usando cámara estática y técnica de “gas

pooling", la toma de muestra se realizó a los 0, 1, 4, 11 días desde el inicio del proceso y después semanalmente hasta el día 80 de la fase bio-oxidativa. Las muestras obtenidas se midieron en cromatógrafo de gases (HP Agilent Technologies 7890B) y los datos obtenidos han sido procesados según lo descrito por Hao y col. (2001). El Índice exotérmico (EXI2) se obtiene a partir de los datos de temperatura (sondas HOBBO data Logger) de las pilas y se calcula como el cuadrado del valor diario de la diferencia entre la temperatura ambiente y la de las pilas durante la fase bioxidativa de compostaje, y se expresa como un acumulado de estos valores (Vico y col., 2018).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evolución de la Temperatura

Todas las pilas mostraron un rápido arranque del proceso, alcanzando temperaturas termófilas (>40ºC) durante los primeros días, las cuales se mantuvieron al menos 40 días en las 4 pilas, siendo la Pila C4 la que mostro una fase termófila más prolongada (83 días) y la Pila C1 la más corta (44 días).

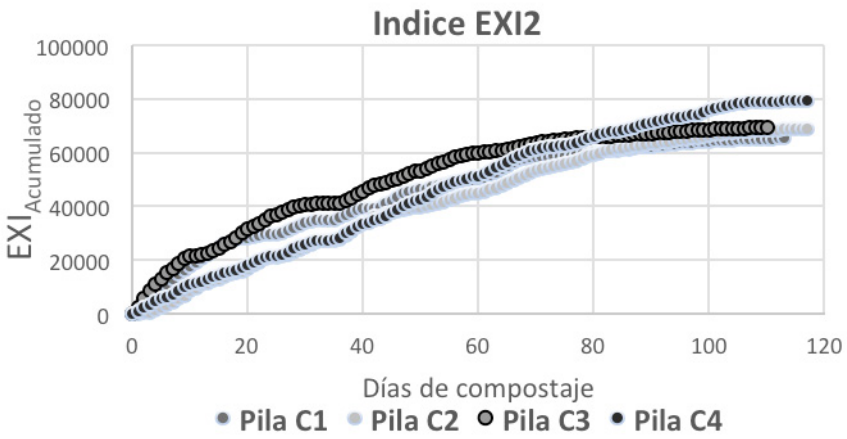


Figura 1. Perfil del índice exotérmico acumulado (EXI2) de las cuatro pilas.

El comportamiento exotérmico exhibido por las pilas fue muy parecido, independientemente del estructurante o la cantidad de Lodo; se aprecia un aumento progresivo del valor de EXI2 desde el inicio del compostaje, que se estabilizó hacia el final de la fase bioxidativa, indicando la estabilidad alcanzada en el contenido de MO remanente. Las pilas presentaron una duración de la fase bioxidativa de entre 110 días y 117 días, tras lo cual se mantuvieron 45 días en fase de maduración.

Tabla 1. Parámetros relacionados con el comportamiento exotérmico de las pilas.

	EXI2 Acumulado	Nº Días >40ºC	Días Bioxidativo	Nº días >40ºC/Biox.	Ratio EXI2/Nº días Biox.
Pila C1	65235	44	113	0,39	577
Pila C2	68796	68	117	0,58	588
Pila C3	69260	48	110	0,44	630
Pila C4	79335	83	117	0,71	678

3.2. Dinámica de la emisión de GEIs durante la fase bioxidativa

En la Figura 2, se observa como la emisión de CO_2 fue aumentando durante los primeros 5 días en las 4 pilas, dando idea de un rápido inicio de la degradación de los compuestos más lábiles. Tras lo cual, en las pilas C1 y C3 se observó un descenso de estos flujos de emisión, que no se dio en las Pilas C2 y C4 hasta el día 10 de proceso. Esto pudo ser debido a las propiedades que los materiales estructurantes aportan a la mezcla, mostrando en este caso MA y TP una mayor capacidad de mantener las condiciones aerobias en la matriz de compostaje, cuando la humedad es alta. Los flujos de emisión más altos se midieron en las Pila C2 y C4 el día 50 desde el inicio, estas pilas presentaron una fase termófila más larga, como comentábamos anteriormente. Durante esta fase, cuando se mantiene una alta tasa de degradación bajo condiciones aerobias, la actividad microbiana en la superficie puede oxidar el CH_4 a CO_2 antes de ser liberado a la atmósfera. Las pilas C1 y C3 redujeron su emisión a partir del día 35 hasta el final de la fase bioxidativa.

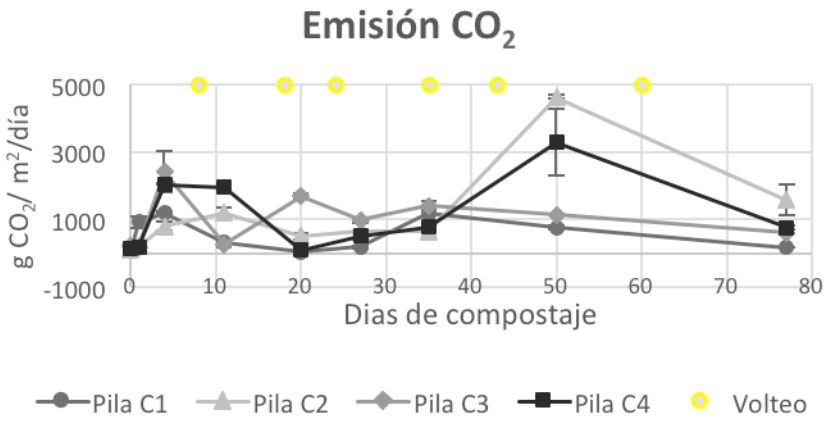


Figura 2. Flujos de emisión puntuales (g CO_2/ m²/día) medidos.

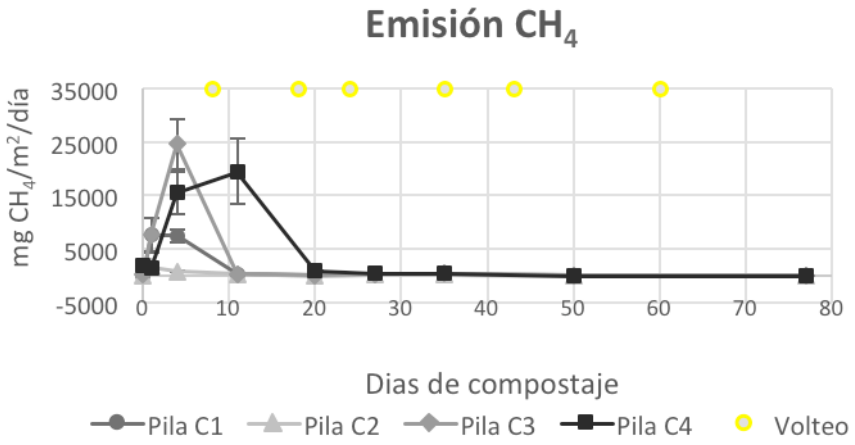


Figura 3. Flujos de emisión puntuales (mg CH_4/m²/día) medidos.

Como muestra la Figura 3, la emisión de CH_4 fue más alta al inicio del compostaje, cuando el contenido en humedad y la temperatura eran también altas, lo cual limita la difusión de aire hacia el interior de la mezcla formando micro sitios anaerobios (Eftoda y McCartney, 2004). Esto coincide

con otros estudios realizados sobre emisiones en el compostaje (Sáez y col., 2017) que parecen encontrar una correlación positiva entre el contenido en C_{hidro} y la temperatura de la pila con la producción de metano. Los flujos de emisión más altos se midieron entre el día 5 y el día 10 en las pilas C3 y C4, es posible que la alta tasa de degradación en estas pilas pudiera provocar competencia por el oxígeno, favoreciendo la acción de bacterias metanogénicas. A partir del día 20 las emisiones de CH_4 se redujeron en las 4 pilas, haciéndose casi imperceptibles hacia el final de la fase bioxidativa.

En cuanto a las emisiones de N_2O en las 4 pilas testadas se siguió una dinámica parecida, aunque con diferencias en el valor puntual de los flujos de emisión. Al inicio del compostaje (hasta el día 20) las emisiones fueron muy bajas, esto ha sido atribuido en otros trabajos a las altas temperaturas y el alto contenido de $N\text{-}NH_4^+$, ya que estos factores limitan el metabolismo de bacterias nitrificantes (Sánchez-Monedero y col., 2005). Hacia el final de la fase bioxidativa la emisión aumentó, especialmente en la Pila C2. Durante esta fase volteos muy frecuentes pueden promover pérdidas de N por emisión de N_2O vía nitrificación.

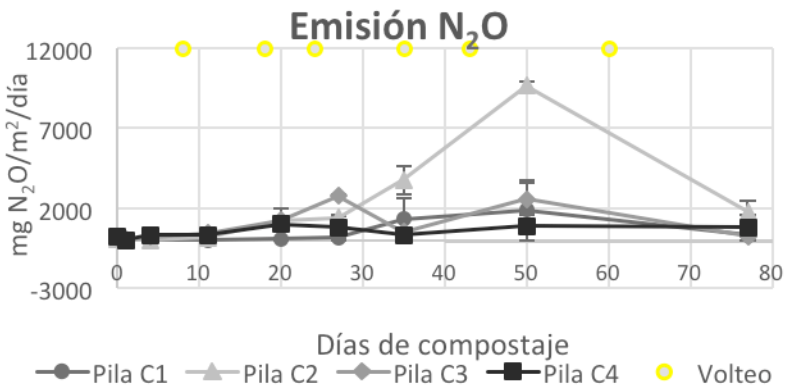


Figura 4. Flujos de emisión (mg N_2O/m^2/día) medidos.

3.3. Calidad agronómica de los compost obtenidos

Como se puede observar en la Tabla 2 los compost obtenidos alcanzaron una buena estabilidad de su contenido en MO, con una CCC superior a los límites referenciados comúnmente (>67 meq), indicando un aceptable grado de madurez. Además, en los 4 compost no se detectan efectos fitotóxicos como muestra los altos valores de IG. En cuanto al contenido nutricional, los 4 compost mostraron valores de N muy parecidos, las diferencias en el contenido en K provienen del contenido de este elemento en los materiales estructurantes.

Tabla 2. Características de los compost maduros.

	CCC (meq 100g^{-1} MO	CCC/Cot (meq g^{-1} Cot)	IG (%)	MO (%)	N (g kg^{-1})	P (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})
Pila C1	99	1,86	87,1	76,7	34,9	8,3	12,1
Pila C2	148	1,90	79,7	74,8	36,8	9,1	15,6
Pila C3	108	2,47	91,1	77,0	35,0	6,2	8,9
Pila C4	91	1,73	86,0	69,1	36,2	8,9	13,5

4. CONCLUSIONES

Atendiendo al comportamiento termófilo (EXI2), cualquiera de las mezclas testadas mostró una buena degradabilidad, que permite llevar a cabo un correcto proceso de compostaje, obteniendo un producto estable, maduro y con buenas características agronómicas. Las pilas mostraron una dinámica similar en la emisión de N_2O y CH_4, aunque con diferencia en la intensidad de emisión puntual, que parecen ser debidas a la capacidad de aireación de las mezclas, así mismo las diferencias en la emisión de CO_2 mostraron diferencias relacionadas con la tasa de degradación y el mantenimiento de temperaturas termófilas más prolongadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Eftoda G., McCartney D., 2004. Determination of the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. *Compost Sci. Util.* 12, 208-218.

Hao X., Chang C., Larney F.J., Travis R., 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* 30, 376-386

Sáez J.A., Clemente R., Bustamante M.A., Yañez D., Bernal M.P., 2017. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm_ Agronomical and environmental implications. *J. Environ. Manag.* 192, 57-67.

Vico A. Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage,* doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.035.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración entre el grupo de Investigación GIAAMA de la Universidad Miguel Hernández (UMH) y el Basque Centre for Climate Change (BC3).

EVOLUCIÓN DE LA ACTIVIDAD AMILASA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE A PARTIR DE DIFERENTES MATERIAS PRIMAS

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

Área de Microbiología. Departamento de Biología y Geología. Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentaria CeiA3. Ctra. Sacramento S/N. La Cañada de San Urbano 04120. Almería, lgj132@ual.es

RESUMEN: El proceso de compostaje, por su compleja base microbiológica y por sus características fisicoquímicas, supone un foco de interés para la obtención de agentes microbianos de capacidades enzimáticas destacadas. Además, el seguimiento de las capacidades enzimáticas del proceso aumenta el nivel de control sobre el desarrollo del compostaje. Este trabajo se ha centrado en el conocimiento de la evolución de la actividad amilasa, en el interior de pilas de material de distinto origen orgánico, durante el proceso de compostaje, con objeto de conocer el comportamiento de esta actividad enzimática en este tipo de entornos ambientales. Para ello, se muestrearon un total de 15 plantas de compostaje, ligadas a 5 tipos de residuos orgánicos diferentes (residuos hortícolas, residuos urbanos, lodos de depuradora, residuos de la industria agroalimentaria y alpeorujo), a razón de 3 plantas distintas por tipo de residuo. Los muestreos se efectuaron de modo que reflejaran los puntos críticos del proceso de compostaje (materias primas, fase mesófila, fase termófila, enfriamiento, maduración y producto final). De forma global, las concentraciones de amilasa detectadas en las pilas fueron elevadas durante la fase bio-oxidativa del proceso, decayendo en enfriamiento y presentando los mínimos en los productos finales. Este fenómeno está ligado al consumo de los compuestos que cataliza la enzima. La amilasa cataliza la hidrólisis del almidón y el glucógeno provocando la liberación de azúcares sencillos. Este tipo de compuestos se descomponen en condiciones termófilas en la pila, lo que coincide en gran medida con los resultados obtenidos.

PALABRAS CLAVE: Amilasa, compostaje, almidón, degradación de polímeros.

1. INTRODUCCIÓN

Los microorganismos son los principales responsables de transformar los residuos orgánicos a lo largo del proceso de compostaje. Para que una cepa microbiana colonice una pila y actúe de forma exitosa durante el proceso de compostaje, es necesario que esté dotada de un arsenal enzimático suficientemente capacitado, de modo que le posibilite la degradación de los complejos poliméricos presentes, una vez que los nutrientes más sencillos quedan agotados. Es por tanto que el proceso de compostaje, por su compleja base microbiológica y por sus características fisicoquímicas, supone un foco de interés para la obtención de agentes microbianos con capacidades enzimáticas destacadas. Además, el seguimiento de las capacidades enzimáticas del proceso aumenta el nivel de control sobre el desarrollo del compostaje (Cayuela y col., 2012).

Desde hace muchos años, con el desarrollo biotecnológico e industrial, se han buscado nuevas fuentes enzimáticas para abaratar costes en una amplia variedad de sectores productivos. Tal es su importancia que, a día de hoy, las enzimas microbianas suponen en torno al 90% del mercado industrial (Illanes y col., 2012), quedando las enzimas de origen animal y vegetal relegadas a un segundo lugar. Entre los motivos que inclinan la balanza de forma tan decisiva a favor del empleo de las enzimas microbianas cabe citar la elevada diversidad metabólica presente en microbiomas ambientales, que favorece el descubrimiento constante de nuevos biocatalizadores, la elevada

velocidad de producción de enzimas y la relativa sencillez de su manipulación genética, lo que permite el incremento de los niveles de producción y la utilización de especies adecuadas a escala industrial. La carbohidrasa más destacada en la industria es la amilasa, la cual supone el 30% del mercado mundial. Las amilasas ejercen su acción sobre el almidón y el glucógeno, polímeros sobre los que actúan mediante mecanismos de tipo hidrolítico, generando glucosa, maltosa, maltotriosa y dextrina. Esta capacidad les permite ser aplicadas en sectores económicos tan diversos como la industria alimentaria, la textil o la papelera, además de participar en procesos de carácter fermentativo o entrar a formar parte de la composición de detergentes (Vester y col., 2015). En la actualidad, las enzimas amilolíticas han reemplazado de forma absoluta a los procesos de naturaleza química en lo referente a la actividad industrial (Pandey y col., 2000). Todos estos datos reflejan la importancia del conocimiento acerca de la producción de estas enzimas, especialmente en procesos como el compostaje, máxime cuando cabe suponer que diferentes sustratos orgánicos pueden dar lugar a respuestas diferentes en la producción de amilasas. Por todo ello, este trabajo se ha centrado en el conocimiento de la evolución de la actividad amilasa, en el interior de pilas de material de distinto origen orgánico, durante el proceso de compostaje con objeto de conocer el comportamiento de esta actividad enzimática en este tipo de entornos ambientales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Procesos de compostaje

Se muestrearon un total de 15 plantas de compostaje industriales ligadas a 5 tipos de residuos orgánicos diferentes (residuos vegetales hortícolas (RV), residuos urbanos (RSU), lodos de depuradora (L), residuos de la industria agroalimentaria (RAA) y alpeorujo (ALP)), a razón de 3 plantas distintas por tipo de residuo. Los muestreos se efectuaron de modo que reflejaran los puntos críticos del proceso de compostaje (materias primas (MPR), fase mesófila (MES), fase termófila (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF)), empleando un seguimiento térmico de las pilas para la identificación de cada una de las fases diferenciadas.

2.2. Parámetros de control y análisis enzimático

Se establecieron una serie de parámetros de seguimiento básicos de los procesos de compostaje analizados: humedad, pH, conductividad, densidad aparente, materia orgánica y relación C/N.

Para la determinación de la actividad amilasa se empleó la técnica descrita por Pati y Sahu (2003), cuyo método de análisis consiste en la determinación de los azúcares liberados por la actividad amilasa cuando el compost es incubado con una solución tamponada (pH 5,5) de almidón (sustrato) y tolueno (inhibe crecimiento microbiano) a 35 ºC durante 24 h. Los azúcares reductores liberados son estimados mediante un reactivo que contiene ácido dinitrosalicílico que es reducido por los azúcares en medio alcalino generando un producto rojo anaranjado (ácido 3-amino-5-nitrosalicílico) cuantificable espectrofotométricamente a 540 nm.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA multifactorial y test 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 (StatPoint, Inc., VA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existe un amplio abanico de factores de control para realizar un seguimiento del proceso de compostaje, pese a esto, es habitual emplear como base los parámetros de humedad, pH, con-

ductividad, densidad aparente, materia orgánica y relación C/N (Bueno y col., 2008). No es objetivo de este trabajo estudiar con detalle la evolución de cada parámetro de control, pero que duda cabe de su utilidad en la comprensión de resultados bioquímicos como es el tema central de este trabajo, la evolución de amilasas en estos procesos. Es resaltable que existen condiciones bajo las que la supervivencia de las especies microbianas presentes en las pilas de compostaje queda comprometida y que, por tanto, afectan a los niveles de enzimas microbianas presentes en el material. En el caso de la humedad del interior de las pilas, si desciende por debajo del 30-40%, los niveles microbianos descienden de forma considerable, lo que conlleva un descenso térmico del material, lo que podría tomarse como un falso síntoma de madurez del compost. Esta situación se produce un varias de las plantas analizadas. Del mismo modo, variaciones muy drásticas de pH, especialmente elevaciones por encima de pH 9,5 afectan sin duda al crecimiento de bacterias. En este caso, este fenómeno es de especial incidencia en compostaje de residuos hortícolas debido a la elevada presencia de compuestos nitrogenados en este tipo de restos. Del mismo modo, en estos materiales es donde se han detectado los niveles de conductividad más altos. El parámetro de materia orgánica revela una pérdida media de un 20% de sustancias orgánicas a lo largo del proceso, llegando a alcanzar más de un 35% en procesos como RV-3, RSU-2, L-2, síntoma de degradación del material. En cambio, este descenso fue mínimo en ALP-3, proceso en el que el riego de las pilas con lixiviados de alta carga orgánica pudo ser el responsable de este fenómeno. En cuanto al último parámetro de control, como se podía esperar debido al elevado contenido en carbono asimilable, el mayor descenso en la relación C/N se obtuvo en los procesos asociados a los residuos urbanos, seguidos de los de alpeorujo por el contrario, los procesos que emplearon lodos apenas modificaron esos valores. En general, las plantas de compostaje industriales presentan unas peculiaridades y dificultades mayores que las plantas de compostaje a pequeña escala, como reflejaron los parámetros de control empleados en el estudio, lo cual puede hacer aún más interesante si cabe, el seguimiento de la producción de amilasas en ellos.

En la Figura 1 se muestran los resultados de actividad amilasa en las 15 plantas de compostaje analizadas, agrupadas por naturaleza del residuo.

En los resultados obtenidos se detectaron diferencias significativas entre la fase bio-oxidativa y las fases de enfriamiento y maduración. Presentaron máximos adscritos a la fase termófila del proceso, tras sufrir un incremento de su valor desde la fase mesófila. Estos datos mostraron el comportamiento descrito en trabajos previos de nuestro grupo de investigación (Jurado y col., 2014) en compostaje de residuos lignocelulósicos y se ajustan a las fases de consumo de polímeros carbonados descritos en bibliografía (Moreno y Mormeneo, 2008). Una vez decaen las condiciones termófilas de la pila como consecuencia del agotamiento de nutrientes, los niveles de amilasas permanecen en sus mínimos durante toda la fase de maduración sin presentar variaciones significativas durante este periodo. Este comportamiento de la amilasa, presente en todos los procesos de compostaje evaluados, indica que el seguimiento de este parámetro es adecuando junto a los parámetros de control habituales, para establecer el final de la fase bio-oxidativa en compostaje y el comienzo de la fase de maduración.

Analizado por tipo de residuos, existieron ciertas diferencias en los niveles de producción de amilasas, fueron más elevados en residuos vegetales y de la industria agroalimentaria, mientras los lodos de depuradora y los residuos urbanos se situaron como los de menor producción de esta enzima. Esta circunstancia puede quedar justificada debido a la mayor presencia de polímeros susceptibles de ser empleados por amilasas en los residuos que tuvieron mayor carga de material vegetal. El comportamiento de la enzima dentro de las distintas plantas analizadas dentro del mismo residuo presentó ciertas diferencias. Si bien las plantas de residuos urbanos y alpeorujo siguieron un patrón muy definido con ligeras variaciones entre ellas, en el residuo de la industria agroalimentaria la planta RAA-1 realizó el proceso de compostaje sobre el que se detectaron mayor cantidad de amilasas, superando a las otras dos plantas analizadas. Relacionando RAA-1 con los parámetros de control evaluados fue el proceso que presentó mayor carga orgánica de los 15 evaluados, además con un alto índice de esta carga fácilmente asimilable, debido a

que la mayor parte de residuo de esta planta era lodo procedente de la depuración de efluentes del proceso de elaboración de zumos de cítricos. Estas características justifican los resultados detectados en la actividad enzimática estudiada en este trabajo.

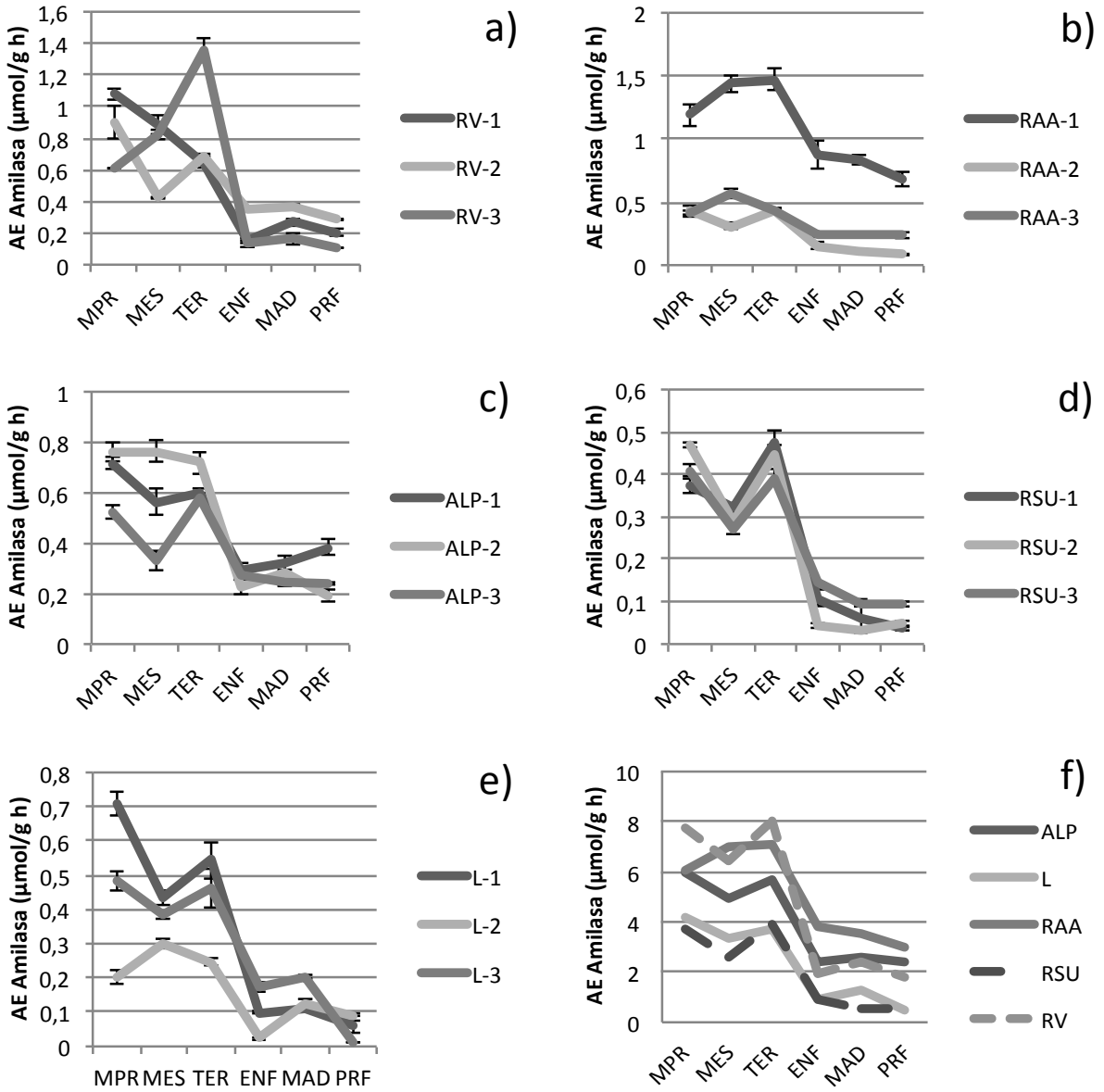


Figura 1. Evolución de la actividad amilasa en compostaje en diferentes materias primas: a) Residuos vegetales hortícolas; b) Residuos de la industria agroalimentaria; c) Alpeorujo; d) Residuos urbanos; e) Lodos de depuradora; f) Comparativa conjunta de las distintas materias primas estudiadas por tipo de residuo antropogénico. Las barras de error representan el error estándar.

4. CONCLUSIONES

Los mayores niveles de producción de amilasas en plantas de compostaje industriales se adscriben a la fase bio-oxidativa del proceso, con un incremento de su valor desde la fase mesófila

a la termófila. Tras la finalización de las condiciones termófilas de la pila, esta enzima se estabiliza en sus valores hasta el final del proceso. La naturaleza del residuo orgánico empleado en compostaje influye en los resultados obtenidos en la actividad enzimática estudiada, resultando mayores en residuo vegetal y residuo de la industria agroalimentaria.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bueno P., Díaz M.J., Cabrera F., 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 93-109.

Cayuela M.L., Sánchez-Monedero M.A., Roig A., Sinicco T., Mondini. C., 2012. Biochemical changes and GHG emissions during composting of lignocellulosic residues with different N-rich by-products. *Chemosphere* 88, 196-203.

Illanes A., Cauerhff, A., Wilson L., Castro G.R., 2012. Recent trends in biocatalysis engineering. *Bioresource Technol.* 115, 48-57.

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.

Moreno J., Mormeneo S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 111-140.

Pandey A., Nigam P., Soccol C.R., Soccol V.T., Singh D., Mohan R., 2000. Advances in microbial amylases. *Biotechnol. Appl. Biochem.* 31, 135-152.

Pati S.S., Sahu S.K., 2003. CO_2 evolution and enzyme activities (dehydrogenase, protease and amylase) of fly ash amended soil in the presence and absence of earthworms (*Drawida willsi* Michaelsen). *Geoderma* 118, 289-301.

Vester J.K., Glaring M.A., Stougaard P., 2015. An exceptionally cold-adapted alpha-amylase from a metagenomic library of a cold and alkaline environment. *Appl. Microbial. Biotechnol.* 99, 717-727.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto ALG2015-64512-R.

FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO DE NITRÓGENO DURANTE EL COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR/EDARI JUNTO CON RESTOS VEGETALES

José Antonio Sáez Tovar[1], Pilar Flores[2], María Dolores Pérez-Murcia[1], Alberto Vico[1], María Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral[1]

[1]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Equipo de Sostenibilidad y Calidad Hortofrutícola, IMIDA, La Alberca (Murcia), 30150, jose.saezt@umh.es

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue investigar el fraccionamiento isotópico de nitrógeno durante el compostaje y establecer la relación potencial entre estos cambios y la naturaleza de los residuos orgánicos, así como la relación con las pérdidas de nitrógeno observadas durante el proceso. Para ello, se llevaron a cabo 11 procesos de compostaje diferentes, fruto de la combinación de i) lodos de depuración de aguas residuales (4 de origen urbano EDAR y 4 de origen agroalimentario EDARI, generadas en el procesado de pimiento, pera, fresa e industria de elaboración de postres y dulces) y ii) materiales (10) de origen vegetal como agentes estructurantes.

PALABRAS CLAVE: abundancia natural, ^{15}N, desnitrificación, volatilización, discriminación isotópica.

1. INTRODUCCIÓN

Entre otros campos de estudio, el análisis de la abundancia natural de isótopos estables de N ($\delta^{15}N$) permite obtener información sobre el origen y la dinámica de los compuestos de N durante el proceso de transformación de la materia orgánica. La creciente necesidad de reutilizar los residuos orgánicos, así como el interés en las implicaciones ambientales que conllevan los diferentes tratamientos llevados a cabo para estabilizar estos residuos, ponen de manifiesto el potencial de estas técnicas para optimizar procesos como el compostaje, intentando comprender y evitar pérdidas de nutrientes como el nitrógeno.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo 11 procesos de compostaje, se elaboraron pilas de tamaño comercial y se compostaron mediante sistema de volteo periódico diferentes con los siguientes materiales de partida: 4 lodos EDAR, procedentes de la depuración de aguas residuales urbanas y lodos EDARI de origen agroalimentario, generados en el procesado de pimiento (EDARI 1), pera (EDARI 2), fresa (EDARI 3) y de la industria de elaboración de postres y dulces (EDARI 4). Estos lodos se mezclaron con 10 residuos vegetales como agente estructurante: hoja de palmera (RP 1), caña de rio (RP 2), desmote de algodón (RP 3), restos de poda de jardinería (RP 4), tipuana (RP 6), morera (RP 7) y tronco de palmera (RP 5, 8, 9 y 10) (Tabla 1). Las muestras de los materiales orgánicos de partida y las muestras iniciales y finales de cada proceso de compostaje, se secaron en estufa de aire forzado a 105ºC y posteriormente se pulverizaron en un molino de bolas (Frischt Analysette 3 SPARTAN). Para el análisis se pesaron 1-5 mg de la muestra finamente molida y seca en una capsula de estaño con una precisión 0,001 mg. Las muestras se analizaron en espec-

trómetro de masas de relaciones isotópicas estables (Thermo Finigan, MAT 253) con sistema de doble entrada (Gasbench II). Las diferencias entre la abundancia natural de $\delta^{15}N$ en las muestras y en la atmósfera se expresaron como ^{15}N en partes por mil (‰). La Materia orgánica (MO), Índice de germinación (IG) y Capacidad de cambio catiónico (CCC) se analizaron según los métodos descritos en Bustamante y col. (2012).

El índice exotérmico (EXI) se obtuvo a partir de los datos de temperatura (sondas HOBBO data Logger) de las pilas y se calculó como el cuadrado del valor diario de la diferencia entre la temperatura ambiente y la de las pilas durante la fase bio-oxidativa de compostaje, expresándose como un acumulado de estos valores (Vico y col., 2018). Las pérdidas de MO se calcularon por balance de masas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evolución de la temperatura durante el compostaje

Las mezclas realizadas permitieron un rápido inicio del proceso de compostaje, alcanzándose temperaturas termófilas (>40ºC) durante los primeros días (Figura 1), las cuales se mantuvieron al menos durante 40 días en todas las mezclas testadas. Se observaron diferencias en el comportamiento exotérmico de las mezclas, con un proceso más intenso en la Pila 2 (lodo EDAR+ restos algodón) y la Pila 5 (lodo EDARI pimiento + tronco de palmera), indicando una mayor actividad microbiana en las mismas, lo cual se reflejó en una fase bio-oxidativa más corta, comparadas con los demás procesos. Los restos de desmote de algodón, así como de tronco de palmera, se han mostrado como buenos estructurantes en otros estudios sobre compostaje, debido principalmente a las propiedades físicas de estos materiales que permiten una buena aireación de la matriz de compostaje (Vico y col., 2018). En general, el perfil del $EXI_{acumulado}$ dio idea de una degradación de la MO muy progresiva durante la fase bio-oxidativa en todas las pilas.

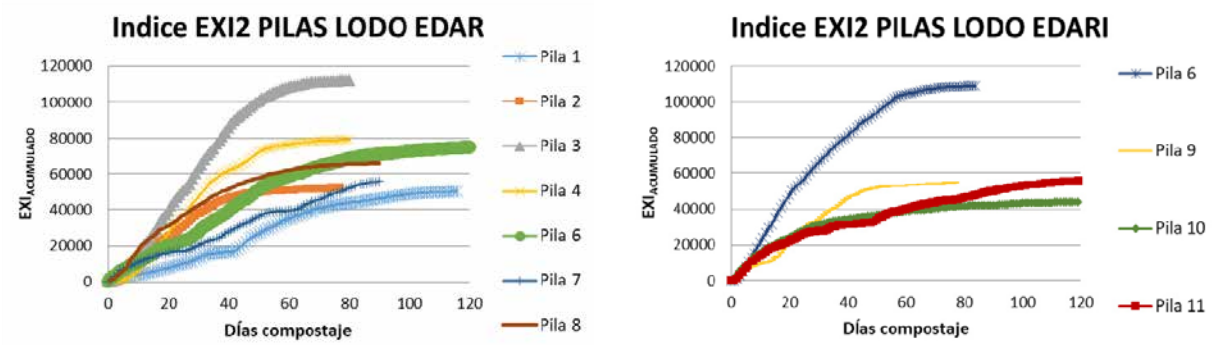


Figura 1. Perfil de la evolución del $EXI_{acumulado}$ en las pilas con lodo de EDAR y en las pilas con lodo EDARI.

3.2. Abundancia natural de 15N en los materiales de partida

El análisis del contenido total de nitrógeno de los residuos vegetales, así como de la abundancia natural de ^{15}N, puede proporcionar información sobre los mecanismos de asimilación de este nutriente por parte de las plantas. Si atendemos a los datos de la Tabla 1, se observaron valores de $\delta^{15}N$ en los materiales estructurantes (8,0 ‰) similares a los encontrados en otro estudio sobre plantas de metabolismo C_3 de porte arbustivo (7,7 ‰) (Santiago y

col., 2017) y mayores que los encontrados en plantas de metabolismo C_4 ó CAM, atribuible a que estas últimas presentan un uso más efectivo del N, ligado a mecanismos de asimilación de C por parte de los tejidos (Barbanti y col., 2011). El valor más bajo de $\delta^{15}N$ correspondió a la tipuana, de acuerdo con lo encontrado por Santiago y col. (2017) en un estudio sobre diferentes árboles tropicales, en el que se encontraron valores menores de $\delta^{15}N$ en especies de leguminosas, justificado por la capacidad de estas especies vegetales para formar asociaciones simbióticas (nódulos radiculares) con bacterias del grupo *Rhizobium*, capaces de fijar N_2 atmosférico. Por último, se observaron diferencias en la composición isotópica del tronco de palmera (7,8, 10,5 y 8,5 ‰) y de la hoja de palmera (12,2 ‰). Estas diferencias de composición entre tejidos de una misma especie también han sido descritas en otros trabajos (Evans y col., 2001) y pueden ser debida a un mecanismo de redistribución de N, ya que, tanto en especies de hoja perenne como en caducifolias, la translocación de N desde hojas senescentes hacia tejidos nuevos hace aumentar los valores de ^{15}N durante la asimilación del nitrato en hoja (Santiago y col., 2004).

En cuanto a la composición de los lodos utilizados, en general los lodos EDAR presentaron un mayor contenido en NT y $\delta^{15}N$ que los lodos EDARI. Este valor mayor observado en los lodos EDAR puede deberse a varios factores: 1) la fuente de N, 2) la proporción de N derivada de la degradación de MO (Evans y col., 2001) o bien 3) al proceso de obtención y estabilización de estos lodos. Los lodos EDARI utilizados en el ensayo estaban en su totalidad estabilizados mediante tratamientos aerobios. Sin embargo, la estabilización de los lodos EDAR se realizó mediante un tratamiento anaerobio, lo que pudo favorecer que se dieran condiciones reductoras bajo las cuales pueden producirse reacciones de desnitrificación que disminuyan la concentración de nitratos a la vez que aumentan los valores de $\delta^{15}N$ y $\delta^{18}O$ (Wankel y col., 2009). Exceptuando el valor encontrado en el lodo EDARI 3 (2,7 ‰), el intervalo de valores encontrados en los lodos (6,1-8,5 ‰), fue cercano a los encontrados en otros materiales de naturaleza orgánica y con alto contenido en NT, como los estiércoles ganaderos con valores entre 5,3 y 7,2 ‰.(Lim y col., 2010).

Tabla 1. Contenido en nitrógeno total (NT; %) y $\delta^{15}N$ (‰) de los materiales de partida.

Lodos	NT (%)	$\delta^{15}N$ (‰)	Mat. Estructurante	NT (%)	$\delta^{15}N$ (‰)
EDAR1	5,5	6,9	Hoja palmera (RP-1)	1,4	12,2
EDAR 2	4,4	7,6	Caña de rio (RP-2)	1,0	6,9
EDAR 3	6,8	4,6	Algodón (RP-3)	1,8	7,6
EDAR 4	5,3	7,4	Restos de jardinería (RP-4)	2,0	8,0
EDARI 1	7,0	8,5	Tronco de palmera (RP-5)	1,0	7,8
EDARI 2	3,3	6,1	Tipuana (RP-6)	1,8	2,6
EDARI 3	4,5	2,7	Morera (RP-7)	0,9	6,1
EDARI 4	5,2	6,2	Tronco palmera (RP-8)	1,3	9,4
Media EDAR	5,5	7,6	Tronco palmera (RP-9)	1,2	10,5
Media EDARI	5,0	4,9	Tronco palmera (RP-10)	1,0	8,5
			Media	1,3	8,0

3.3. Evolución de la abundancia natural de ^{15}N durante el compostaje

Durante el compostaje se observó un enriquecimiento medio de los valores de $\delta^{15}N$ del 2,6 ‰ (Tabla 2), similar al descrito en otro estudio sobre compostaje de estiércol de vaca y serrín (Kim y col., 2008). Este enriquecimiento es atribuido a pérdidas de nitrógeno ocurridas durante el compostaje, bien por volatilización de amonio o por reacciones como la desnitrificación que provocan pérdidas por la conversión de nitrato a N_2O y N_2. Durante estos procesos se produce un fraccionamiento isotópico que discrimina ^{15}N en favor del isótopo más ligero (^{14}N), enriqueciendo de este modo la mezcla en ^{15}N conforme avanza el proceso de compostaje. En todos los procesos de compostaje testados se produjo un enriquecimiento de ^{15}N, excepto en la Pila 1 y la Pila 9, las cuales presentaron valores negativos. Los mayores valores de discriminación isotópica ocurrieron en las Pilas 6 y 7, lo que puede atribuirse a una mayor pérdida de N durante el proceso, tal y como corroboran los resultados obtenidos de pérdida de MO. En el caso de las Pilas 1 y 9, estas fueron preparadas con los materiales estructurantes con mayor contenido en $\delta^{15}N$ y es posible que la mezcla con un estructurante con un contenido en N menos reactivo, pudiera afectar a este comportamiento anómalo. Por otro lado, a pesar de la amplia evidencia empírica sobre el enriquecimiento de $\delta^{15}N$ como resultado de algunos procesos microbiológicos, los mecanismos de fraccionamiento de N aún no se comprenden bien, dado que los resultados obtenidos sobre los isotopos ^{15}N durante reacciones enzimáticas han mostrado tener efectos de discriminación isotópica tanto positivos como negativos (Adams y Grierson, 2001).

La pérdida de MO (%) fue sustancial durante la fase bio-oxidativa y más ralentizada durante la madurez. Los valores de este parámetro alcanzados al final del proceso, indican que el producto estaba estabilizado. Así, excepto en la Pila 3 cuyo valor de IG fue menor, los valores encontrados de IG y CCC, fueron superiores a los límites comúnmente establecidos para poder considerar un compost maduro (>50% IG, >67 meq).

Tabla 2. Composición y características de las Pilas de compostaje testadas.

Pila Compost (% materiales s.m.s.)	$\delta^{15}N$ (‰) Inicial	$\delta^{15}N$ (‰) Final	Pérdida de MO (%)	CCC (meq $100g^{-1}$ MO)	IG (%)
Pila 1 (36% EDAR 1 + 64% RP-1)	10,3	7,2	61,8	127	57,7
Pila 2 (30% EDAR 2 + 70% RP-2)	7,1	9,5	52,3	100	98,0
Pila 3 (38 % EDAR 2 + 62 % RP-3)	7,6	11	41,0	136	15,4
Pila 4 (54% EDAR 2 + 46% RP-4)	7,8	9,8	35,3	158	33,5
Pila 5 (28 % EDARI 1+ 72 % RP-5)	7,0	11	53,8	76	87,7
Pila 6 (41% EDAR 3 + 59 % RP-6)	4,6	10,6	61,7	193	80,1
Pila 7 (55% EDAR 3 + 45 % RP-7)	6,8	12,3	67,7	157	72,0
Pila 8 (30% EDAR 4 + 70 % RP-8)	9,1	13,9	37,6	153	72,0
Pila 9 (24% EDARI 2 + 76% RP-9)	9,4	8,6	41,6	116	93,8
Pila 10 (35% EDARI 3 + 65 % RP-10)	6,5	7,4	48,8	91	71,1
Pila 11 (34 % EDARI 4 + 66% RP-10)	7,7	10,7	52,8	119	79,6
Media ±dev est	7,6 ± 0,5	10,2 ± 0,6	50,4 ± 3,4	130 ± 10,8	69,2 ± 0,8

4. CONCLUSIONES

El análisis de abundancia natural de ^{15}N junto con la pérdida de materia orgánica permitió comprender mejor la dinámica de transformación del N durante el proceso de compostaje de diferentes mezclas, dependiendo de los materiales de partida, así como conocer en que procesos se producen las mayores pérdidas de N. Sin embargo, los resultados discordantes encontrados en algunos casos, ponen de manifiesto la necesidad de realizar más estudios para profundizar en la correlación entre discriminación isotópica y pérdida de materia orgánica durante el compostaje.

5. BIBLIOGRAFÍA

Adam M.A., Grierson P.F., 2011. Stable isotopes at natural abundance in terrestrial plant ecology and ecophysiology: an update. *Plant Biol*. 3, 299-310.

Barbanti L.,Grigatti M., Ciavatt C., 2011. Nitrogen release from a N15-labeled compost in a shorgum growth experiment. *J. Plant Nutr. Soil Sci*. 174, 240-248.

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

Evans R.D., 2001. Physiological mechanisms influencing plant nitrogen composition. *Trends Plant Sci.* 6, 121-126

Kim Y.J., Choi W.J., Lim S.S., 2008. Changes in nitrogen isotopic compositions during compostingof cattle feedlot manure: effects of bedding material type. *Bioresour. Technol*. 99, 5452–5458.

Lim S.S., Lee S.M., Lee S.H., 2010. Nitrogen isotope compositions of synthetic fertilizer, raw livestockmanure slurry and composted livestock manure. *Korean J. Soil Sci. Fertil*. 43, 453-457.

Santiago L.S., Silvera, K., Andrade S.L., Dawson, T.E., 2017. Functional strategies of tropical dry forest plants in relation to growth form and isotopic composition. *Environ. Res. Lett.* 12, 115006

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Man.* doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.035

Wankel S.D., Kendall C., Paytan A., 2009. Using nitrate dual isotopic composition (δ15N and δ18O) as a tool for exploring sources and cycling of nitrate in an estuarine system: Elkhorn Slough, California. *J. Geophys. Res*. 114, G01011.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración entre el grupo de Investigación GIAAMA de la Universidad Miguel Hernández (UMH) y el Equipo de Sostenibilidad y Calidad Hortofrutícola del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA).

CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DOMICILIARIOS EN EL MUNICIPIO DE CARRÍCOLA (VALENCIA)

Mª Teresa Fernández-Suárez[1], Francisco Borja Sánchez-García[1], María del Valle Palenzuela[2], Concepción Paredes[1], María Ángeles Bustamante[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. de Biología Molecular e Ingeniería Biodinámica, Univ. Pablo de Olavide, Ctra, Utrera, km 1 41013 – Sevilla, teresa.fernandez@gmx.es

RESUMEN: Dentro de la estrategia de economía circular propuesta por la Unión Europea el uso de modelos descentralizados, en la gestión de residuos especialmente, es una prioridad en entornos rurales. El municipio de Carrícola (Valencia) sigue un modelo de sostenibilidad integral basado en la agricultura ecológica, la construcción de una ecodepuradora, la reutilización de aguas residuales y el compostaje municipal de la fracción orgánica de los residuos municipales. En este último caso han desarrollado un modelo de recogida puerta a puerta para reducir significativamente la gestión externa de este flujo en colaboración con el Consorci de Residus V5. Con esta materia orgánica residual se han planteado dos procesos de compostaje usando además otros recursos orgánicos disponibles en el municipio (restos de poda agrícola y municipal, estiércol de burro y lodo EDAR procedente de la depuración de aguas residuales en la ecodepuradora). Estos procesos se desarrollaron en pilas de 7 m^3 mediante compostaje con volteos periódicos. Se realizó un seguimiento del perfil térmico diario, obteniéndose diferentes índices, como EXI2, y se realizaron 3 muestreos del proceso (inicio, final fase bioxidativa y final de la fase de maduración). En los dos procesos se observó una rápida elevación de la temperatura, alcanzándose valores termófilos durante la primera semana de proceso de compostaje. A nivel de calidad del proceso y del producto, se verificaron los criterios de higienización marcados por la normativa y se obtuvieron valores significativamente elevados de EXI2, indicando una alta exotermia durante el proceso.

PALABRAS CLAVE: compostaje, recogida selectiva, economía circular, FORS, EXI2.

1. INTRODUCCIÓN

Desde diferentes ámbitos se plantea la necesidad de dejar atrás la economía lineal basada en el usar y tirar como paradigma, que genera gran cantidad de residuos y se propone evolucionar hacia la economía circular, donde los residuos vuelvan a convertirse en materias primas para realizar nuevos productos. En el caso de los residuos orgánicos generados en los municipios, la Unión Europea propone ciertas medidas estratégicas que incluyen la transformación de los residuos orgánicos generados por los vecinos a nivel domiciliario, mediante compostaje, en un fertilizante apto para parques, jardines y cultivos, devolviendo así los nutrientes de esos residuos al suelo, para volver a convertirse posteriormente en frutas y verduras que se vuelvan a consumir. El objetivo de este piloto es comprobar mediante un proceso de co-compostaje domiciliario, usando la Fracción Orgánica Recogida Selectivamente (FORS) y los restos de poda del municipio de Carrícola (Valencia), la viabilidad de este modelo y contribuir a disminuir la cantidad de residuos que deben transportarse y tratarse fuera del municipio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En este proceso de co-compostaje piloto el ingrediente principal será la FORS, acopiado en composteras de 700L junto con restos de poda urbana (93/7 s.m.s) durante 1 mes. Con este ma-

terial se formó una pila de dimensiones estándar de 8m^3 con una composición de mezcla (s.m.f): 65% FORS, 27,9% estiércol de burro, 1,3 % lodo EDAR y como estructurante 5,8% restos de poda del propio municipio.

El proceso de compostaje se ha realizado dentro de una isla de compostaje sobre solera de hormigón y un sistema de recogida y almacenamiento de los lixiviados. Se utilizaron 5 volteos periódicos y el proceso duró 173 días iniciándose el 9 de junio de 2017. La pila tenía unas dimensiones de 3 x 1,5 x 3 m de ancho/alto/largo, respectivamente. Se midieron las temperaturas tres días a la semana y se siguió su evolución a lo largo del proceso.

Se realizó un muestreo de los materiales iniciales y la pila se muestreó en tres ocasiones: M1, start-up o mezcla inicial; M2, final fase bio-oxidativa; M3, madurez, establecida a los 30 días después de M2. Las muestras M1, M2 y M3 se tamizaron a 5 cm, se secaron al aire y se molieron a 0,5 mm para su análisis. En las muestras se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (C_{OT}), pérdida de materia orgánica, relación C_{OT}/N_T, contenido de nutrientes NPK y Na. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), de forma asociada a cada muestreo para poder correlacionar el perfil térmico, según Vico y col. (2018). Las principales características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales se muestran en la Tabla 1. FORS tiene una humedad y proporcionalidad entre el carbono y el nitrógeno óptima para el proceso de compostaje. Su carácter es ácido y su conductividad eléctrica es elevada. La poda de jardinería tiene baja densidad aparente y se añade como estructurante a la pila. También tiene un alto contenido de carbono, aunque la concentración de nitrógeno que presenta es muy baja. Por último, destacar su alto contenido en polifenoles. El estiércol de burro tiene una densidad aparente muy alta y un pH alcalino. Su concentración de potasio es alta, por lo que favorecerá la capacidad fertilizante del compost final. Por último, el lodo de EDAR procedente de la propia planta de depuración de aguas de la que dispone el municipio, se caracteriza por tener una alta humedad y una alta densidad aparente, además de tener una relación C/N baja para el proceso de compostaje.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y proporción de los ingredientes utilizados (valores sobre materia seca).

Propiedades	FORS	Poda jardinería urbana	Estiércol burro	Lodo EDAR
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,337	0,075	0,724	0,667
Humedad (%)	62,8	45,6	41,7	75,8
pH	5,7	6,1	8,9	7,0
Cond, Eléctrica (dS m^{-1})	5,91	4,66	3,35	1,50
Materia org. total, MOT (%)	74,3	82,3	31,8	65,0
Carbono org. total, C_{OT} (%)	41,7	42,3	21,2	39,5
Nitrógeno total, N_T (%)	1,7	0,8	1,3	2,4
Relación C_{OT}/N_T	24,9	52,9	16,9	16,5
P (g kg^{-1})	6,00	1,83	3,16	7,12
K (g kg^{-1})	17,74	16,66	25,45	2,93
Na (g kg^{-1})	4,88	2,41	4,63	1,19
Polifenoles (mg kg^{-1})	4149	7220	1423	702
GVA 14 (% m.f)	65	5,8	27,9	1,3

3. RESULTADO Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

El perfil térmico de la pila se muestra en la Figura 1. Se usa el índice EXI2 para comparar procesos de compostaje complejos a nivel de exotermia global.

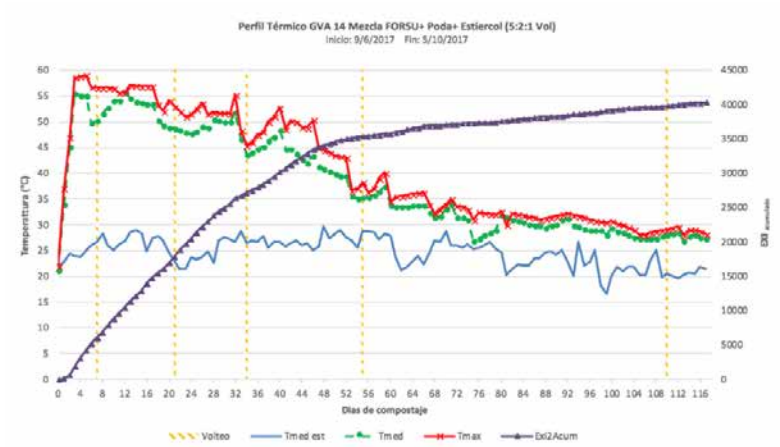


Figura 1. Evolución de los parámetros térmicos de la pila 1.

El proceso fue homogéneo y continuo en su termofilia, con un máximo inicial de 59ºC y un descenso lento de la temperatura promedio de la pila con el paso del tiempo. Los 5 volteos realizados aseguraron la correcta homogenización de la pila y el alcance de la intensidad térmica necesaria para una correcta higienización de todos los materiales residuales. Consideramos punto final de la fase bio-oxidativa cuando durante 10 días seguidos después de un volteo la temperatura promedio de la pila no sea en más de 10°C superior a la temperatura ambiente. Podemos decir que, a partir del cuarto volteo, la temperatura no ascendió en más de 10°C con la temperatura ambiente, por lo que en el último volteo la pila ya estaba en la fase de madurez.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 14
Días fase bio-oxidativa	119
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	52
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	36
Temperatura máxima pila	59
Temperatura promedio pila	40,5
Índice EXI2 (ºC²)	40317
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	339

De cara a poder comparar procesos de compostaje, se establecen diferentes índices y parámetros numéricos que se correlacionan con el perfil exotérmico del proceso de compostaje, esto es, cuanto calor emite la pila, su intensidad y evolución acumulada de temperaturas, que además nos hablan de la verificación de las condiciones de higienización (Tabla 2). El proceso bioxidativo

ha durado 67 días, de los cuales 36 días estuvo a más de 50ºC. La temperatura máxima alcanzada en el proceso fue de 59ºC y la temperatura media de 40,5ºC. Se puede ver una evolución ascendente del EXI2 acumulado, siendo más pronunciada en los primeros días del proceso ya que se libera más energía en forma de calor y manteniéndose estable hacia el final del proceso debido a que disminuye la actividad microbiana. Durante el proceso se alcanza un EXI2 de 40317 y una ratio EXI^2/días F. bio-oxidativa de 339, valores elevados en comparación con los obtenidos por Vico y col. (2018) para compostaje de lodos EDAR y palmera.

Para observar la evolución del compost durante el proceso se ha medido distintos parámetros que se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Evolución de los principales parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje (valores sobre materia seca).

Fase de compostaje	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	Pérdida MO (%)	C_{OT} (%)	C_{OT}/N_T	NT (%)	P (g/kg)	K (g/kg)
M1 Start-up	8,22	3,75	42,3	0	32,2	24,6	1,31	4,27	26,4
M2 Final Bio-oxid.	9,21	2,17	30,5	40,1	25,6	17,4	1,47	4,63	21,3
M2a Final Bio-oxid. (afinado)*	9,07	2,24	29,0	44,2	17,6	17,4	1,02	5,05	18,4
M3 Madurez	9,13	2,47	27,8	47,4	20,1	14,3	1,41	4,74	19,4
M3a Madurez (afinado)	9,03	2,63	26,8	50,1	19,1	14,6	1,31	4,22	17,9

* afinado: fracción del compost maduro de tamaño < 5mm.

Analizando la evolución del proceso (Tabla 3), podemos decir que el pH se incrementa durante la fase bio-oxidativa y se mantiene en valores básicos en torno a 9. Se parte de una mezcla con alta conductividad eléctrica, pero esta conductividad disminuye durante el proceso situándose en valores aptos para compost. Esta disminución puede ser debida a la lixiviación de la masa que se produce cuando se realiza una humectación excesiva o por la lluvia, ya que el proceso se realiza al aire libre. Durante el proceso de compostaje la MOT disminuyó a consecuencia de su descomposición durante la fase bio-oxidativa del proceso, con un total de 50,1 % de pérdida de MO. En esta mezcla partimos de una relación C_{OT}/N_T prácticamente óptima (24,6). La relación final se sitúa en 14,6 debido a la disminución de C_{OT}. El contenido de nutrientes (N, P y K) suele incrementarse durante el proceso de compostaje debido a un efecto de concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de MO. Sin embargo, en el ensayo planteado se observa que el N y el P se mantienen constantes a lo largo del proceso, y en cambio el K disminuye, indicativo de procesos de lixiviación.

3.2. Producto

El compost maduro (Tabla 4) tiene carácter alcalino, con un pH de 9,0, situándose fuera del rango adecuado para su uso agrícola (6,0-8,5 pH) según Hoog y col. (2002). La CE se encuentra dentro de los valores óptimos para un compost maduro. El compost producido en este piloto tiene un porcentaje de materia orgánica bajo; lo mismo sucede con el N_T. A nivel de fitotoxicidad, el compost elaborado presentó una IG> 50%, por lo cual no es fitotóxico para *Lepidium sativum.*

En base a la relación CCC/C_{OT}, el compost alcanzó un grado de madurez y estabilidad adecuados, aunque habría que tener en cuenta el resto de parámetros. La concentración en sustancias húmicas se situó en torno al 5-6 % s.m.s, siendo mayoritarios los ácidos húmicos frente a los fúlvicos. Los valores de los índices de humificación, en el compost final fueron superiores al valor límite establecido por diferentes autores, verificándose los criterios de calidad-madurez-estabilidad estructural.

Tabla 4. Características del producto obtenido (valores sobre materia seca).

Parámetro	GVA 14 (no afinado)	GVA 14 (afinado)
pH	9,13	9,03
CE (dS m^{-1})	2,47	2,63
MOT (%)	27,8	26,8
NT (%)	1,41	1,31
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	772	504
CCC (meq $100g^{-1}$ MOT)	144	-
CCC/C_{OT} (meq g^{-1} Cot)	2,07	-
P_2O_5 (%)	1,14	0,97
K_2O (%)	2,34	2,16
Indice de germinación, IG (%)	61,3	79,1
Carbono extraible (%)	4,84	6,24
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	1,13	1,08
Carbono de ácidos húmicos (%)	3,71	5,16
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x 100)	24,7	32,6
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} x 100	18,4	27,0
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x100	76,7	82,7
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	3,30	4,77

CCC: Capacidad intercambio catiónico

4. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos, este ensayo demostró la viabilidad de la aproximación de co-compostaje planteada, siendo conveniente ajustar la proporción de materiales utilizados para disminuir la salinidad del compost y así ampliar sus usos agrícolas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bernal M.P., Paredes C. Sanchez-Monedero M. A., Cegarra J., 1997. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Tecnol*. 63, 91-99.

Hogg D., Barth J., Favoino E., Centemero M., Caimi V., Amlinger F., Devliegher W., Brinton W., Antler S., 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America, and Australasia. Main report to WRAP (Waste and Resources Action Programme). Banbury, UK.

Vico A, Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Manage.* 226, 408-415.

6. AGRADECIMIENTOS

En este proyecto colaboran el Ayuntamiento de Carrícola, el Consorci de Residus V5 y la Universidad Miguel Hernández de Elche.

GESTIÓN DE ALPERUJOS MEDIANTE AGROCOMPOSTAJE EN LA COMARCA DEL MAESTRAT (CASTELLÓN)

Ana García-Rández[1], Rodolfo Canet[2], Josep Roselló[3], Francisco Borja Sánchez-García[1], Mª Teresa Fernández-Suárez[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2. 03312-Orihuela (Alicante), [2]Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (CDAS-IVIA), Aptdo. oficial. 46113-Moncada (Valencia), [3]Servicio de Producción Ecológica, Innovación y Tecnología. Estación Experimental Agraria de Carcaixent, Partida Barranquet s/n, 46740. Carcaixent. (Valencia), ana.garciar@umh.es

RESUMEN: La gestión de los alperujos en las diferentes almazaras de las comarcas del Maestrat supone un reto debido a la estacionalidad del residuo y los grandes volúmenes generados, y les conduce a depender de las industrias de aceite refinado. Buscando soluciones económicamente viables se han realizado tres ensayos piloto de co-compostaje de alperujo junto con diferentes estiércoles seleccionados teniendo en cuenta los residuos ganaderos mayoritarios en la zona con el fin de minimizar los costes de transporte. Como material estructurante se ha utilizado la hoja de olivo generada en la almazara, de forma que se optimiza la aireación y se confiere a la pila una textura manipulable. Los buenos resultados obtenidos hasta el momento acreditan el potencial del agrocompostaje como técnico de gestión de estos residuos en las zonas de interior.

PALABRAS CLAVE: olivicultura, valorización, residuos, almazara, aceite.

1. INTRODUCCIÓN

La provincia de Castellón representa un 35 % de la producción de aceite en la Comunitat Valenciana y 1 % a nivel nacional (MAPAMA, 2012; ESYRCE, 2016) y dadas las particularidades orográficas, edafoclimáticas de la provincia el cultivo del olivo posee gran relevancia social y económica.

La llegada de las nuevas tecnologías de extracción de aceite en la década de los noventa trajo consigo la aparición del alperujo como nuevo subproducto. Desde entonces la industria aceitera ha tenido que enfrentarse a su gestión mediante diferentes posibilidades de tratamiento que deben particularizarse para cada almazara, zona productora e, incluso, campaña.

En la zona del Maestrat, se produce la paradoja de encontrarnos por un lado con pequeñas almazaras situadas en zonas montañosas, con producciones bajas y dispersas donde la gestión del alperujo puede ver comprometida su rentabilidad, debido a los costes de transporte hasta las orujeras o plantas de valorización y, por otro lado, la necesidad de utilizar productos adecuados para enmendar suelos pobres con el fin de restaurar la fertilidad orgánica.

En la agricultura actual, el aprovechamiento integral de los recursos es fundamental y decisivo para su viabilidad a medio-largo plazo. Los subproductos orgánicos deben ser aprovechados como fuente de materia orgánica y nutrientes, minimizando la huella de carbono y los costes en insumos, mediante el reciclado, revalorización y retorno de los mismos al agrosistema del que fueron obtenidos. Éstos poseen aun mayor valor en Agricultura Ecológica, donde las fuentes de materia orgánica y macro elementos constituyen el factor limitante de la producción (Canet y Albiach, 2008).

En este contexto, el compostaje y, en concreto, el de alperujos se presenta como la alternativa de gestión más acorde, ya que convierte el alperujo en una enmienda orgánica, estabilizando el subproducto, eliminando su potencial efecto fitotóxico y logrando equilibrar su relación C/N haciéndolo apto para su uso en agricultura (Alvarez de la Puente y col., 2011). Diferentes estudios previos permiten considerar a los compost de alperujo como enmiendas orgánicas con potencial para ser usados en agricultura (Cayuela y col., 2004; Albuquerque y col., 2006; Cegarra y col., 2006; Canet y col., 2008).

El presente trabajo pretende caracterizar y contrastar las peculiaridades de los residuos generados en tres almazaras de las comarcas de L'Alt y Baix Maestrat, los estiércoles disponibles, su compostabilidad y la evolución del proceso durante los 100 primeros días de compostaje con el fin de poder proporcionar a posteriori una respuesta global a las necesidades concretas de cada almazara.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales de partida

Los alperujos utilizados en el presente estudio se obtuvieron de las siguientes almazaras: Cooperativa Agrícola Sant Pau (Albocàsser), Cooperativa Agrícola San Isidro (Sant Jordi) y la Cooperativa Agrícola Sant Marc (Xert), con unas producciones medias anuales de este residuo de 800.000 kg para la primera y aproximadamente 1.000.000 kg en las dos últimas.

Debido a la consistencia pastosa de este material, elevada humedad y pequeño tamaño de partícula, el compostaje en solitario se hace inviable, por lo que como elemento estructurante se utilizó la propia hoja de limpia de la aceituna presente en la almazara. Los materiales elegidos para compensar la relación C/N de la mezcla fueron, siguiendo criterios de proximidad y disponibilidad, estiércol de conejo en el caso de Xert y gallinaza procedente de pollos de engorde en los ensayos realizados en Albocàsser y Sant Jordi.

Las características físico-químicas de cada uno de estos materiales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los ingredientes utilizados (s.m.s.)

	H (%)	DA (kg L^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})	MOT (%)	NT (%)	CT (%)	Relación COT/NT	P (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})	Na (g kg^{-1})	PF (mg kg^{-1})
AL1C1	36,8	1,1	5,3	2,7	94,7	0,88	51,4	63	1,6	21,52	2,05	12.229
AL2C2	52,3	1,5	5,3	3,5	94,0	1,40	54,5	40,1	1,7	24,55	2,46	9.428
AL3C3	38,4	0,9	4,7	2,8	94,8	1,33	54,1	40,7	1,5	18,56	1,91	6.064
G1C1	25,3	0,8	6,8	8,8	73,6	5,32	38,3	7,2	30,2	52,64	10,18	7.492
G2C2	21,1	1,0	7,2	5,4	86,2	1,25	43,8	35,1	10,3	29,37	7,16	9.628
G3C3	45,3	0,7	8,0	7,9	73,9	2,31	39,1	17	15,6	39,39	20,19	3.842
H1C1	14	0,3	5,6	1,2	84,8	1,5	47,3	31,9	1,4	4,63	0,88	10.506
H2C2	7,5	0,3	5,6	1,2	87,1	1,7	48,7	29,1	1,1	5,60	0,93	18.272
H3C3	10	0,2	5,6	1,2	88,5	1,6	48,7	31,1	1,2	5,27	0,65	17.254

H: Humedad; DA: densidad aparente; CE conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; NT: nitrógeno total; CT: carbono total; P: Fósforo; K: Potasio; Na: Sodio; PF: Polifenoles; AL1C1: Alperujo de Albocàsser; AL2C2: Alperujo de Sant Jordi; AL3C3: Alperujo de Xert; G1C1: gallinaza de Albocàsser; G2C2: gallinaza de Sant Jordi; G3C3: estiércol de conejo de Xert; H1C1: Hoja de olivo de Albocàsser, H2C2: Hoja de olivo de Sant Jordi; H3C3: Hoja de olivo de Xert

2.2. Diseño del sistema de compostaje

La técnica de compostaje utilizada fue la de pilas con forma troncocónica aireadas mediante volteos periódicos con la maquinaria propia de la almazara. El primer compostaje comenzó en Xert (GVA 67) y una semana más tarde comenzaron simultáneamente los ensayos en Sant Jordi (GVA 68) y Albocàsser (GVA 69), ubicados todos en las propias almazaras sobre zonas con solera de hormigón. Tras el montaje, las pilas se taparon con malla de sombreo para evitar la pérdida de humedad.

La composición de cada una de las pilas con los porcentajes de cada uno de los materiales que las integran se muestra en la Tabla 2.

Tras la construcción de las pilas comenzó el compostaje de las tres mezclas sometidas a ensayo. Durante la etapa inicial del proceso se tomó la temperatura en días alternos en cuatro puntos del interior de cada una de las pilas. Estas medidas se espaciaron en 2-3 días a partir de los 90 días de compostaje. El éxito del proceso junto a la elevada carga de material degradable de los residuos ha hecho que, tres meses después, las pilas se encuentren todavía en fase termófila.

Se tomó muestra de la mezcla inicial y del material a los 100 días de compostaje.

Tabla 2. Composición (kg y porcentaje en peso) de las mezclas ensayadas.

PILA	INGREDIENTES (% S.M.F)			
	Alperujo	**Gallinaza**	**Hoja de olivo**	**Estiércol conejo**
GVA 67	1.458 (75%)	-	250 (13%)	230 (12%)
GVA 68	1.350 (65%)	304 (14%)	440 (21%)	—
GVA 69	2.232 (72%)	528 (17%)	358 (11%)	—

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las Figuras 1, 2 y 3 muestran los perfiles térmicos de los tres procesos durante los 100 primeros días de compostaje. En la gráfica también aparecen los volteos realizados durante el proceso, la toma de muestra y el índice EXI2 acumulado. Este parámetro corresponde al sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente y permite comparar procesos de compostaje complejos en función de su exotermia global, siendo útil para determinar la evolución y grado de maduración del compost y comparar pilas en mismas condiciones (Figura 4).

Se observa que en todas las pilas después del primer volteo los valores de temperatura comienzan a elevarse para sobrepasar los 60ºC tras unas pocas semanas, permaneciendo notablemente elevadas durante casi todo el proceso estudiado, comportamiento similar a los obtenidos por otros anteriores (Paredes y col., 2015; Canet y col., 2008) en su estudio del compostaje de alperujos con estiércoles animales.

De los valores reflejados en la Tabla 3 se deriva que la fase termófila es intensa y de larga duración. El EXI2 acumulado a los 100 días de compostaje obtiene su valor máximo en 182.040 en el ensayo realizado en Sant Jordi, indicando la mejor compostabilidad de esta mezcla frente a las otras dos. Así mismo, se observa que Xert y Sant Jordi superan los 70 °C en repetidas ocasiones durante el proceso.

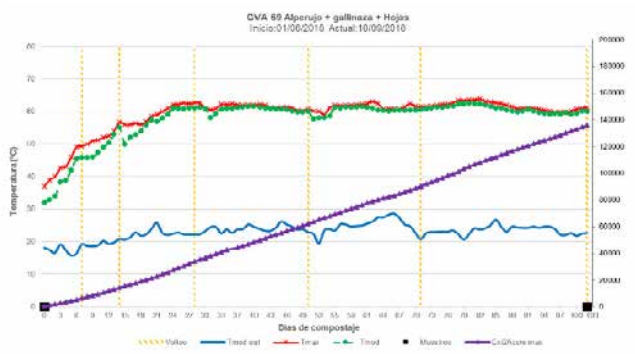


Figura 1. Perfil térmico GVA 69 (Albocàsser) Composición: Alperujo-estiércol-hoja (% peso): 72-17-11.

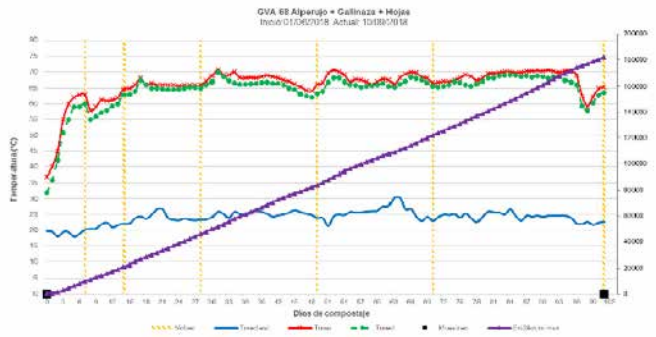


Figura 2. Perfil térmico GVA 68 (Sant Jordi) Composición: Alperujo-estiércol-hoja (% peso): 65-14-21.

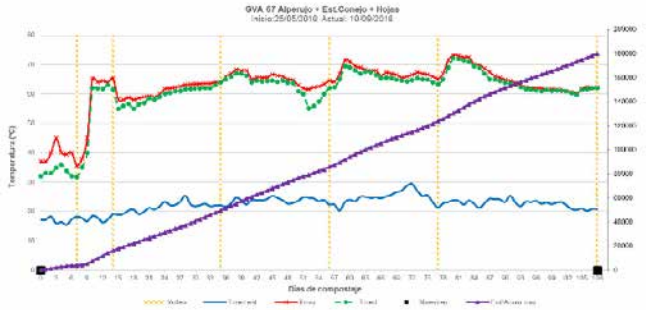


Figura 3. Perfil térmico GVA 67 (Xert) Composición: Alperujo-estiércol-hoja (% peso): 75-12-13.

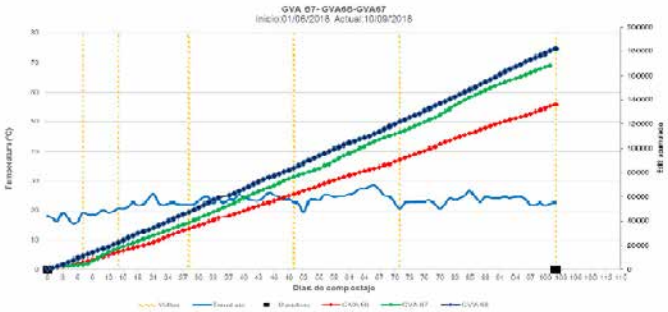


Figura 4. Comparativa de EXI² en las tres pilas frente a valores de temperatura media ambiental.

Tabla 3. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 67	GVA 68	GVA 69
Días fase bioxidativa	100	100	100
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	95	99	97
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	90	97	91
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	82	93	73
Temperatura máxima pila	73,20	70,60	63,90
Temperatura promedio pila	62,44	66,10	59,24
Temperatura mínima pila	35,60	37,00	37,00
Nº Días >40ºC/días fase bioxidativa	0,95	0,99	0,97
Índice EXI2 (ºC^2)	169.905	182.040	136.141
Ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax)	1.699	1.785	1.361

4. CONCLUSIONES

Las tres experiencias de compostaje se están desarrollando de forma idónea, con diferencias de manejo poco significativas entre ellos, corroborando la eficacia de la hoja de limpia como buen estructurante capaz de aportar aireación suficiente para un proceso termófilo de larga duración, lo que a su vez facilita que se alcancen las temperaturas de higienización del material empleado. Así mismo, la EXI2 se muestra como una herramienta necesaria para la comparación rápida y sencilla de la exotermia en pilas con características similares.

Para el contexto estudiado, el compostaje de alperujo se muestra una vez más como una alternativa económica, sencilla técnicamente, al alcance de las tres almazaras, que permite un abaratamiento de los costes de las explotaciones agrícolas. A pesar de los buenos resultados que se obtiene durante el proceso se precisa ahondar en la repercusión de la aplicación del compost obtenido sobre las características agronómicas y edafológicas de los terrenos de cultivo de la zona, cuya aplicación, además de mejorar la fertilidad, contribuiría a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono en el suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alburquerque J.A., Gonzálvez J, García D., Cegarra J., 2006. Composting of a solid olive-mill byproduct (''alperujo'') and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management* 26, 620–626.

Álvarez de la Puente JM., García Ruiz R., Jáuregui Arana J., Martín Pérez A., 2011. Compostaje de alperujos y mejora del suelo de olivar en Andalucia. *Compostaje. Salud del suelo y uso de la energía en el mundo rural*. Libro de Actas del II Simposio de Compostaje. Ed. SEAE pp. 161-174.

Canet R., Pomares F., Cabot B., Chaves C., Ferrer E., Ribo M., Albiach M.R., 2008. Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste management*, 28, 2593-2603.

Canet R., Albiach R., 2008. Aplicaciones del compost en agricultura ecológica. En J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds.). *Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid,* pp. 379-396.

Cayuela ML, Sánchez-Monedero M.A., Roig A., 2006. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. *Process Biochem* 41, 616–623.

Cegarra J, Alburquerque JA, Gonzálvez J, Tortosa G, Chaw D., 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product (''alperujo'') managed by mechanical turning. *Waste Managament* 26,1377–1383.

Paredes C., Pérez-Murcia M. D., Pérez-Espinosa A., Bustamante M. Á., Moreno-Caselles J., 2015. Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake "Alperujo" by Co-composting with Animal Manures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 46:sup1*, 238-247.*

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Generalitat, a través de la Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural y La Universidad Miguel Hernández de Elche para la ejecución de proyectos de investigación y experimentación en compostaje.

Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado en este proyecto al personal técnico y consejo rector de la Cooperativa Agrícola Sant Pau de Albocàsser, la Cooperativa Agrícola San Isidro, de Sant Jordi y la Cooperativa Agrícola Sant Marc, en Xert.

GESTIÓN INTEGRAL DE LAS DEYECCIONES CANINAS: COMPOSTAJE VS DIGESTIÓN ANAEROBIA

Mercedes García-Muñoz[1], Pedro Bonete[2], Manuel Rodriguez[3], Francisco Borja Sánchez-García[4], Encarnación Martínez-Sabater[4], María Dolores Pérez-Murcia[4], María Ángeles Bustamante[4], David Bernardo López-Lluch[5], Raúl Moral[4]

[1]Gestión de Residuos Manchegos S.L., Av. Constitución 142, 45710-Madridejos (Toledo), [2]Dpto. Química Física, Univ. Alicante, Fac. Ciencias, Ap. 99, 03080-San Vicente (Alicante), [3]Dpto. Ingeniería Química, Univ. Alicante, Fac. Ciencias, Ap. 99, 03080-San Vicente (Alicante), [4]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), [5]Dpto. de Economía Agroambiental, Ingeniería Cartográfica y Expresión Gráfica en la Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante), enkarnims@hotmail.com

RESUMEN: El objetivo de este trabajo es estudiar las posibilidades de valorización del residuo procedente de deyecciones caninas (CAPISCAN) mediante procesos biológicos usando dos aproximaciones: compostaje y digestión anaeróbica/biometanización. Para ello, se han llevado a cabo: i) dos experimentos a escala laboratorio/piloto (ensayos de autocalentamiento y compostera) y uno a escala comercial de co-compostaje de CAPISCAN; ii) dos experimentos de biometanización. Los resultados obtenidos en el proceso de optimización por compostaje nos indican que la mejor alternativa fue un enfoque ternario, en función de la exotermia acumulada. Así como por la calidad del compost obtenido a escala piloto (alta CIC, inexistencia de efectos fitotóxicos y valor fertilizante 2,4-8,7-2,1 como N-P_2O_5-K_2O (sms). Se detectaron factores potencialmente limitantes del proceso (salinidad elevada) en las pilas elaboradas a escala industrial, con un perfil térmico muy irregular que debe ser mejorado. Para ello, se hicieron ensayos de biodegradabilidad y metanización de residuos (deyecciones caninas CAPISCAN, fracción orgánica de residuos sólidos FORS y biomasa de jardinería urbana RJU) en sistema anaeróbico controlado en laboratorio. El establecimiento de mezclas supone una mejora evidente en la eficiencia del proceso frente al uso de un solo residuo, llegando a alcanzar algunas mezclas valores superiores a 350 mL biogás acumulados/g ST durante los primeros 25 días de digestión anaeróbica. Por último, el residuo CAPISCAN como mono-ingrediente alcanzó un valor de % CH_4 en el biogás del 76,3% y se pudo observar que esta riqueza de biogás aumenta en mezclas elaboradas con residuos de jardinería.

PALABRAS CLAVE: autocalentamiento, compostera, co-compostaje, biometanización

1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos procedentes de deyecciones caninas puede dar lugar a problemas de salud y medioambientales sobre todo en núcleos urbanos. El censo de perros en España se sitúa en torno a los 5,4 millones de perros en España (ANFAAC, 2018) con una generación estimada de deyecciones sólidas entre 100 y 200.000 toneladas anuales s.m.s. Este material contiene un exceso de N total respecto al C orgánico total (C_{OT}), por lo que la autodegradación aeróbica o anaeróbica no se producirá de forma autónoma. Sin embargo, la presencia de elevadas cantidades de los macroelementos esenciales vegetales a nivel nutriente orienta su valorización hacia el co-compostaje o la co-digestión. Por tanto, el objetivo de este trabajo es optimizar diferentes procesos biológicos (compostaje y digestión anaerobia/biometanización) para conocer las posibilidades de valorización del residuo CAPISCAN en un contexto urbano donde la economía circular se muestra como un escenario cada vez más favorable.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para el compostaje (C) de estos residuos se realizó un protocolo de optimización usando otros co-ingredientes. Se utilizaron residuos orgánicos municipales procedentes de recogida selectiva en origen (FORS) y un segundo material como los restos de poda de jardinería urbana (RJU). Las características de los materiales iniciales utilizados se muestran en la tabla 1. Se establecieron estrategias de co-compostaje en función de los materiales a tres niveles/escalas: C1. Ensayos Dewar; C2. Composteras a escala piloto, y C3. Pilas a escala comercial. En los dos primeros se utilizó el residuo CAPISCAN 1 por proximidad y por integrar residuos de diferentes razas y edades.

Tabla 1. Características de los materiales CAPISCAN y co-compostantes analizados (s.m.s.)

Parámetro	CAPISCAN 1	CAPISCAN 2	CAPISCAN 3	FORS	RJU
Origen	**Protectora animales (Orihuela)**	**Muestra particular (Elche)**	**Muestra criador (Elda)**	**Carrícola (Valencia)**	**Orihuela (Alicante)**
pH	5,93	6,1	6,3	7,61	6,27
CE (dS m^{-1})	5,9	4,1	4,7	7,42	3,69
C_{OT} (%)	43,5	44,0	43,1	48,1	53,3
N_T (%)	4,96	5,46	5,1	3,84	1,94
C_{OT}/ N_T	8,8	8,5	8,4	12,5	27,4
Polifenoles hidrosol (mg kg^{-1})	8322	7574	8012	3937	13928

CE: conductividad eléctrica; C_{OT}: Carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total.

En los ensayos C1 (autocalentamiento en vasos Dewar) se establecieron cuatro tratamientos cuyos % de materia seca fueron: 100% CAPISCAN, CAPISCAN + FORS (50/50), CAPISCAN + RJU (50/50) y CAPISCAN + FORS + RJU (50/25/25). La relación C_{OT}/N_T de las mezclas iniciales fueron 16,5, 25,8 y 21,1, respectivamente. Los ensayos se desarrollaron por triplicado en vasos Dewar de 5L, de 168 horas, controlando la temperatura interna y ambiental cada 15 minutos mediante un sensor de temperatura PASCO® system. Cada 12 horas se airea el recipiente Dewar durante 2 minutos. En el primer escalado (C2) a compostera técnica de 350 litros (GVA 25), se ensayó una mezcla por triplicado cuyo porcentaje sobre materia fresca fue: 65,9% CAPISCAN + 19,3% FORS + 19,3% RJU. La ventilación desde la base de la compostera se apoya mediante volteos periódicos de tipo manual, conformando las pilas mediante sistema sándwich y controlando diariamente temperatura y humedad. El siguiente paso de optimización en la valorización del residuo CAPISCAN se llevó a cabo a escala semi-industrial (C3). Se realizó en la planta de compostaje de GESREMAN SL en Madridejos, mediante tecnología de pila volteada mecánicamente. Se utilizó poda municipal (RJU) procedente de Madridejos (Toledo), FORS, procedente de Alcázar de San Juan y el residuo CAPISCAN de la protectora de Alcázar de San Juan Animalcázar. Se ensayaron 2 mezclas diferentes de 650 kg: pila GVA 36 (% de materia fresca): FORS + RJU + CAPISCAN: 58,82/23,53/17,65 y pila GVA 37 (% de materia fresca): FORS + CAPISCAN: 82,35/17,65.

Para los ensayos de biometanización (DA) se utilizó como fuente de inóculo un fango de estación depuradora de aguas residuales muestreada después de una fase de espesamiento anaeróbico del fango y antes de su centrifugación. El pH del inóculo fue de 7,60. El valor de sólidos totales fue de 2,88 g L^{-1} y un 61,5 % en sólidos volátiles. El contenido en amonio fue de 1656 mg

L^{-1} y el de ácido acético y ácido butírico fue de 23 y 25 mg kg^{-1}, respectivamente. Los ensayos consistieron en la medida a diferentes tiempos de la presión de biogás generado durante el proceso de incubación (a 35ºC y por triplicado) del inóculo anteriormente descrito previamente diluido en agua (agua/inóculo: 3/2). Cada digestor contenía 150 mL de la disolución del inóculo purgada con nitrógeno durante 1 min (1L min^{-1}) para eliminar restos de oxígeno, y una cantidad variable de las diferentes muestras estudiadas equivalente a 0,100g de C.

Se realizaron dos aproximaciones metodológicas: DA1) Biometanización monoingrediente de los materiales residuales: 100% CAPISCAN + inóculo, 100% RJU + inóculo, 100% FORS + inóculo, 100% CELULOSA + inóculo (como fuente de C establecida como control) y solo inóculo como control; DA2) Co-digestión anaeróbica/biometanización avanzada. Se realizaron 5 mezclas ternarias utilizando CAPISCAN, RJU y FORS, cuyos % respectivos de materia fresca fueron: Mezcla 1: 33,3/33,3/33,3; Mezcla 2: 16,7/66,7/16,7; Mezcla 3: 16,7/16,7/66,7; Mezcla 4: 66,7/16,7/16,7; Mezcla 5: 83,3/8,3/8,3. La producción de biogás medida como presión de gas generado y almacenado en la cabeza del digestor registrada a diferentes intervalos de tiempo y corregida en base al biogás generado por los experimentos de control. La presión de biogás fue medida a 37ºC, se eliminó después, empleando una cánula, la sobrepresión generada durante la degradación y posteriormente cada digestor fue agitado mecánicamente durante 10 segundos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Compostaje

C1: En el ensayo inicial usando vasos Dewar el aumento de la ratio C_{OT}/N_T inicial de CAPISCAN gracias a una mayor proporción del agente más estructurante RJU obtuvo el mejor resultado de exotermia acumulada (Figura 1). Se observó que el uso de la FORS no mejora las propiedades del ingrediente CAPISCAN en el arranque del proceso biotecnológico por su baja relación C_{OT}/N_T. Sin embargo, los potenciales de la fracción FORS a nivel de producción, sinergia y contenido de nutrientes nos inducen a mantener enfoques ternarios.

C2: En todas las composteras se produjo un calentamiento brusco de la mezcla como consecuencia de la proliferación de microorganismos, alcanzando la máxima temperatura a los 4 días con un valor de 63,2ºC (Figura 2). El periodo de actividad bioxidativa fue prolongado considerando el entorno y la escala de trabajo, compostera, lo que hace prever una elevada actividad degradativa en escalas comerciales. Los valores de Nº días F.Bio-oxid/>40ºC, EXI^2 y EXI^2/días F.Bio-oxid fueron 33, 14150 y 295, respectivamente, homologable a otros procesos de compostaje (Vico y col., 2018).

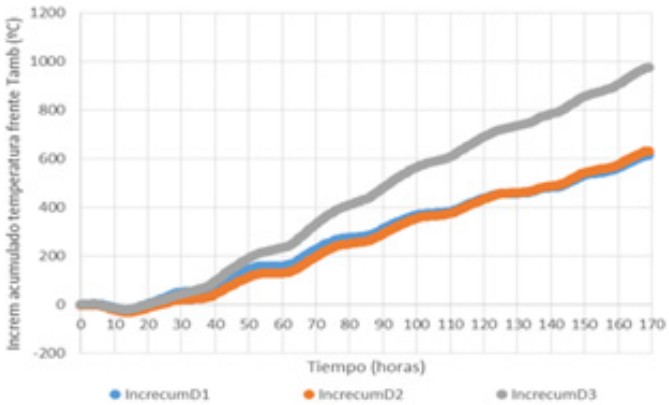


Figura 1. EXI^2 acumulado para ensayo Dewar (C1)

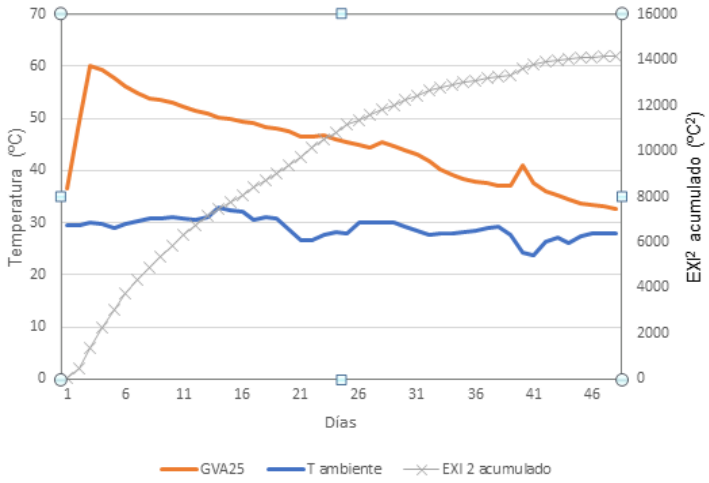


Figura 2. Perfil térmico en GVA 25 (C2)

Tabla 2. Características del proceso de compostaje en cada uno de los escenarios estudiados.

	GVA 25		GVA 36		GVA 37	
Parámetros	**Inicial**	**Final**	**Inicial**	**Final**	**Inicial**	**Final**
pH	6,95	7,68	6,27	7,73	6,40	7,51
CE (dS m^{-1})	3,64	4,47	6,98	6,00	6,07	4,62
MO (%)	66,1	51,5	44,1	29,9	38,1	30,6
C_{OT} (%)	36,5	21,8	28,7	22,5	30,1	24,6
N_T (%)	2,24	2,43	2,03	1,65	2,05	1,78
Relación C_{OT} / N_T	16,4	9,0	14,2	13,6	14,7	13,8
P (g kg^{-1})	28,5	38,1	10,73	6,77	7,21	5,05
K (g kg^{-1})	11,3	17,7	8,02	9,15	8,42	8,67
Na (g kg^{-1})	6,9	8,36	6,56	6,73	6,19	6,10
Características compost maduro	GVA 25		GVA 36		GVA 37	
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})						
% C extraíble total	824		1217		1159	
% acidos húmicos	5,20		6,17		6,48	
% acidos fulvicos	2,96		3,56		3,85	
CIC (meq $100g^{-1}$ MO)	2,22		2,62		2,63	
CIC/ C_{OT} (meq g^{-1} C_{OT})	95		120		129	
IG (%)	2,5		1,62		1,59	
	85,0		38,6		40,6	

El proceso de compostaje tanto en compostera como en las pilas (fases C2 y C3) induce un aumento del pH durante el proceso, asociado al enriquecimiento en bases de cambio y a la pér-

dida de ácidos grasos volátiles (Tabla 2). La CE y el contenido de elementos minerales normalmente se incrementan durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la MO y la concentración relativa de iones debida a la pérdida de peso. En el ensayo en compostera tanto la CE como el contenido en N, P, K y Na se incrementaron. El contenido de MO y el contenido de C_{OT} disminuyen durante el proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización de la MO por parte de los microorganismos. La relación C_{OT}/N_T desciende indicando un compost con buenas capacidades de mineralización en el medio receptor. C2: Los valores de CCC y de CCC/C_{OT} y el IG elevado son indicativos de madurez y calidad elevados e inexistencia de efectos fitotóxicos en el material. Hemos obtenido un valor fertilizante de 2,43-8,7-2,1 N-P2O5-K2O, s.m.s. C3: Se observó que GVA 36 y GVA 37 presentan una relación C_{OT}/N_T inicial muy baja forzadas por la elevada presencia de CAPISCAN, que es muy rico en N (tabla 2). El contenido de materia orgánica final se situó sobre el 30%, valor homologable con otros compost de tipología ganadera. La capacidad fertilizante de los compost comerciales fue: 1,78/0,51/0,97 para el compost ternario y 1,65/0,68/0,92, significativamente menor que en la fase C2.

3.2. Biometanización

DA1: En el ensayo de biometanización monoingrediente se obtuvo una producción de biogás de 229 mL g^{-1}ST para el residuo CAPISCAN (Figura 3). CAPISCAN como monoingrediente se situó casi exactamente en el valor promedio de los experimentos (76,2% riqueza de metano). Todas las mezclas estudiadas, salvo M3, mejoran la producción de biogás, siendo M1 y M5 las que dieron los valores más elevados. M2 y M4 mostraron los valores más altos de % CH_4, por lo que la presencia de residuos de jardinería parece fomentar una mayor riqueza del biogás.

Tabla 3. Valores medios de la composición de biogás producida y valores absolutos de CH_4 (a 0°C y 1 atm) generados.

Tiempo/ días	Celulosa	RJU	FORS	CAPISCAN	M1	M2	M3	M4	M5
Volumen de biogás generado (mL biogás g^{-1} ST)									
25	461	248	263	229	279	247	223	252	291
Porcentaje de CH_4 (%)									
25	67,4	77,9	74,4	76,2	76,9	78,6	77,6	79,2	78,3

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se presentan dos opciones de valorización del residuo CAPISCAN: compostaje y digestión anaerobia. Los resultados de la exotermia acumulada, la inexistencia de fitotoxicidad y el valor fertilizante obtenido mediante la optimización del proceso por compostaje nos indican que la mejor alternativa fue la utilización de mezclas ternarias para el compostaje. Se detectaron factores potencialmente limitantes del proceso (salinidad elevada) en las pilas elaboradas a escala industrial, con un perfil térmico muy irregular que debe ser mejorado. Se produjo una elevada pérdida de N del sistema compostante, por lo que sería recomendable usar mezclas con mayor % de agente estructurante. Por otra parte, el residuo CAPISCAN obtuvo una producción de biogás de 229 mL g^{-1}ST, produciéndose una mejora evidente en la eficiencia del proceso al utilizar mezclas de este residuo con poda de jardinería y residuos municipales, siendo las mezclas

con mayor % de residuo CAPISCAN y de residuos de jardinería las que parece que fomentan la riqueza de biogás durante los primeros 25 días de digestión anaerobia. Por tanto, los resultados obtenidos en esta investigación son claves para diseñar potenciales modelos integradores de reciclaje de distintas fuentes de materia orgánica en un contexto municipal.

5. BIBLIOGRAFÍA

Vico A. Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage*. 226: 408-415.

ANFAAC, 2018. Asociación nacional de fabricantes de alimentos para animales de compañía: Censo de mascotas, http://www.anfaac.org/macromagnitudes-del-sector/ (fecha de consulta: 30/10/2018).

6. AGRADECIMIENTOS

La empresa GESREMAN y D. Manuel López de la Nieta Hernández han colaborado en la realización del proyecto de innovación *CAPISCAN 2.0: Introducción de herramientas TIC en equipamiento urbano para mascotas dentro de un nuevo escenario impulsado por la economía circular* realizado con la ayuda del Programa Adelante-Innova de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha con número de expediente 13/16/CO/1/003.

GESTIÓN SOSTENIBLE DE LAS PODAS AGRÍCOLAS Y URBANAS DEL MUNICIPIO DE HONDÓN DE LAS NIEVES (ALICANTE) MEDIANTE COMPOSTAJE ORIENTADO A LA AGRICULTURA ECOLÓGICA

Mª Teresa Fernández-Suárez[1], Víctor Gonzálvez[2], José Antonio Rico[2], Francisco Borja Sanchez-García[1], Ana García-Randez[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], Javier Andreu[3], Raúl Moral[1], María Dolores Pérez-Murcia[1]

[1]Departamento de Agroquímica y Medio ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE), Camí del Port, S/N. Edificio ECA Patio Interior 1º – (Apartado 397), 46470 Catarroja (Valencia, España), [3]Departamento de Ingeniería, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), aurelia.perez@umh.es

RESUMEN: Debido a las crecientes directrices orientadas a la reducción/prohibición de la quema de podas (potenciales focos de incendios, aumento de la contaminación atmosférica y perdida de materia orgánica), los Ayuntamientos, cooperativas agrícolas y agricultores se encuentran ante la problemática de cómo gestionar alternativamente esos materiales generados en sus municipios o tierras. En el municipio de Hondón de las Nieves (Alicante) están desarrollando un programa junto a la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche (convenio Agrocompostaje) que propone el co-compostaje de los restos de poda del Ayuntamiento, junto a biomasa de podas de los cultivos más significativos (viñedo y almendro), usando estiércol ovino ecológico para generar una enmienda fertilizante sostenible orientada hacia la agricultura ecológica del propio municipio. Para este experimento se realizó una pila escala industrial (2,5 ancho x 1,5 alto x 13 m de largo) con manejo mediante volteos periódicos y seguimiento del perfil térmico diario obteniéndose diferentes índices como EXI2. Para ver la evolución del proceso se realizaron 3 muestreos (inicio, final fase bioxidativa y al final de la fase de maduración). Durante el proceso se observo un incremento rápido de la temperatura en los primeros días alcanzándose los valores termófilos en la segunda semana del proceso. Se tuvieron en cuenta los criterios de higienización marcados por la legislación para evaluar la calidad del proceso y del producto.

PALABRAS CLAVE: estiércol de oveja, sarmiento, agrocompostaje, EXI2.

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura ecológica demanda del uso de enmiendas orgánicas ecológicas para fertilizar sus cultivos. Además, con la recomendación generalizada de evitar la quema de las podas procedentes de los campos, los agricultores se ven obligados a buscar otras alternativas de gestión para esas podas, especialmente en zonas vitivinícolas. Uniendo estos dos pensamientos, en el municipio de Hondón de las Nieves (Alicante) se lleva a cabo un proyecto de co-compostaje de los restos de poda agrícolas y urbanas del Ayuntamiento junto con estiércol bovino ecológico donde colaboran la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche, con el objetivo último de gestionar todas las podas que produce el municipio y además producir un fertilizante ecológico para uso de los agricultores.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En este estudio se realizó un proceso de co-compostaje in situ con volteos periódicos mezclando restos de poda urbana mixta, sarmiento de vid y estiércol de cama de oveja

(8,3+37,6+54,1% s.m.f. / 11,65+51,65+36,7% s.m.s. respectivamente), cuya composición se muestra en la Tabla 1. Para ello se colocaron los materiales en capas alternas y una vez dispuestos se voltearon y regaron para obtener la homogeneidad y humedad necesaria en la pila. Se formó una pila de 2,5 m de ancho, 1,5 m de alto y 13 m de largo. Se analizaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos asociados con el desarrollo del proceso de compostaje, siguiendo los métodos descritos por Vico y col. (2018) y Naher y col. (2018) en tres momentos (M1, start-up o mezcla inicial; M2, final fase bio-oxidativa; M3, madurez, establecida a los 30 días después de M2). Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) para poder estudiar y comparar el proceso.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los ingredientes utilizados (valores sobre materia seca).

Propiedades	Estiércol de oveja	Poda urbana mixta	Sarmiento de vid
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,443	0,034	0,154
Humedad (%)	54,5	5,7	7,7
pH	7,97	6,42	6,31
Cond. eléctrica (dS m^{-1})	6,16	1,36	2,52
Materia org. total, MOT (%)	56,8	85,0	89,8
Carbono org. total, C_{OT} (%)	30,8	45,9	44,2
Nitrógeno total, N_T (%)	1,63	0,91	0,71
Relación C_{OT}/N_T	18,9	50,7	62,3
P (g kg^{-1})	6,35	0,34	1,01
K (g kg^{-1})	30,8	3,25	7,81
Na (g kg^{-1})	9,25	0,52	2,43
Polifenoles (mg kg^{-1})	1913	3999	5237

El estiércol de oveja proviene de una granja ecológica extensiva, tiene carácter básico, presenta un alto contenido en materia orgánica y humedad adecuada lo que hace de él un material idóneo para realizar mezclas con otros materiales. Tiene una elevada conductividad debido a la concentración de iones potasio y sodio. La relación C_{OT}/N_T (18,9) se considera baja para un buen desarrollo del proceso de compostaje. Las podas urbanas mixtas procedentes del municipio representan todas las podas urbanas y forestales gestionadas por esta pedanía. Este residuo presenta un alto contenido en materia orgánica y una relación C_{OT}/N_T (50,7) elevada para establecer procesos de compostaje. Tiene carácter ligeramente ácido y baja conductividad eléctrica. Por ultimo, el sarmiento de vid presenta alto contenido en materia orgánica y una relación C_{OT}/N_T (62,3) elevada para establecer procesos de compostaje, pero que se podría compensar con el resto de materiales para formar la pila. Hay que prestar atención a los polifenoles hidrosolubles, que se encuentran muy presentes en los materiales lignocelulósicos y pueden producir inhibición de la actividad microbiana.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

El perfil térmico de la pila se realiza con las temperaturas medias y máximas de la pila, junto con la temperatura media ambiental obtenida en la estación meteorológica situada en Crevillente, perteneciente a la red de estaciones del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA).

En la gráfica también aparecen expresados los volteos realizados y el índice EXI2 acumulado del proceso (Figura 1). La temperatura aumenta gradualmente, alcanzándose valores térmicos superiores a los 60°C en las dos primeras semanas de proceso. La temperatura máxima alcanzada fue de 69,2°C. El volteo realizado sirvió para homogeneizar la masa, suministrar oxígeno al proceso y así, lograr reactivar la microbiota presente, al disponer nuevamente de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables. Se minimizaron los volteos de cara a reproducir un proceso de co-compostaje de bajo coste en zona aterrazada. De cara a poder comparar procesos de compostaje, se establecen diferentes índices y parámetros numéricos que se correlacionan con el perfil exotérmico del proceso de compostaje, esto es, cuanto calor emite la pila, su intensidad y evolución acumulada de temperaturas, que además nos hablan de la verificación de unas condiciones de higienización adecuadas (Tabla 2). Se puede ver una evolución ascendente del EXI2 acumulado, siendo más pronunciada en los primeros días del proceso ya que se libera más energía en forma de calor y manteniéndose estable hacia el final del proceso debido a que disminuye la actividad microbiana produciéndose menos liberación de calor.

Como se puede observar en la Tabla 2, la fase termófila (Tª >40 °C) se prolongó durante 86 días del proceso. Además, 71 días estuvo con temperaturas superiores a 50 °C y 51 días con temperaturas superiores a 60 °C. El número de días de fase bio-oxidativa (Tª p-Tª ambiental< 10 °C durante 10 días consecutivos) fue de 104 días. Durante el proceso se alcanza un índice EXI2 de 130730 y una ratio EXI2/días bio-oxidativa de 1245, valores superiores a otros procesos de agrocompostaje desarrollados por Vico y col. (2018) con lodo EDARI y residuo de palmera.

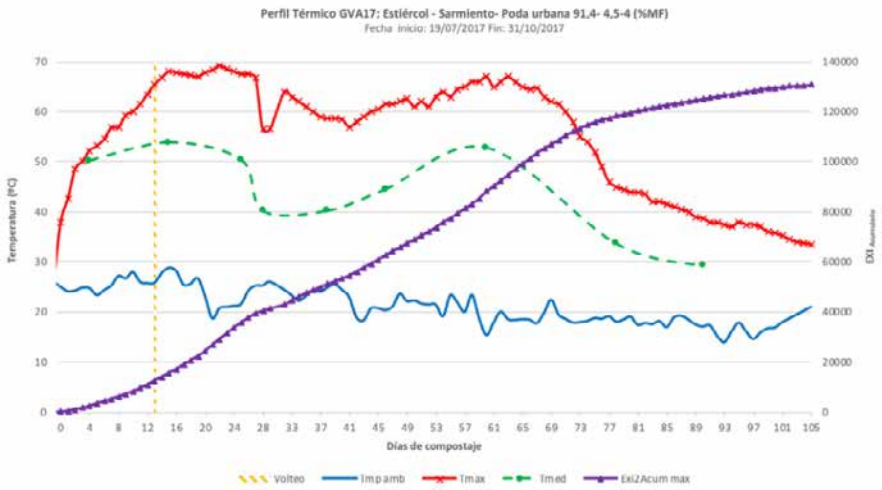


Figura 1. Evolución de los parámetros térmicos de la pila.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso (valores sobre materia seca).

Parámetro	GVA 17
Días fase bio-oxidativa	105
Nº Días F.Bio-oxid/ >40ºC	86
Nº Días F.Bio-oxid/ >50ºC	71
Nº Días F.Bio-oxid/ >60ºC	51
Temperatura máx. Pila (ºC)	69,2
Temperatura promedio pila (ºC)	54,7
Índice EXI^2 ($°C^2$)	130.730
Ratio EXI^2/días f. bio-oxid.	1245

Analizando la evolución del proceso (Tabla 3), podemos decir que el pH se incrementa durante la fase bio-oxidativa y disminuye en la madurez, manteniéndose cercano a 8,0 durante todo el proceso. La CE aumenta debido al incremento de sales solubles durante la fase bio-oxidativa y la ausencia de procesos de lavado eficientes (baja pluviosidad en la zona). El contenido de materia orgánica disminuye a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización que sufre la mezcla por parte de los microorganismos que actúan durante el proceso. El mayor descenso se suele producir durante la etapa termófila, debido a la máxima actividad microbiana asociada a esta etapa, donde se produce la máxima degradación.

El contenido de materia orgánica en el compost final es del 49 % cumpliendo con lo establecido por la legislación para compost (MO ≥ 35%) (RD 506/2013). La relación C_{OT}/N_T evoluciona durante el compostaje debido a la pérdida de carbono orgánico por la mineralización de la materia orgánica y el incremento del contenido de N_T derivado de la pérdida de peso de la pila (Bustamante y col., 2008). Un valor de 14,1 se considera por varios autores y por la legislación como un valor adecuado para un compost maduro. El contenido de nutrientes (N, P y K) suele incrementarse durante el proceso de compostaje debido a un efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de MOT, tal y como ha ocurrido en este caso. En los casos particulares del P y K, su contenido aumento durante la fase bio-oxidativa, aunque disminuyó ligeramente en la fase de madurez.

Tabla 3. Evolución de los principales parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje (valores sobre materia seca).

Fase de compostaje	pH	CE dS m^{-1}	MOT %	Pérdida MO %	C_{OT} %	C_{OT}/N_T	NT %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}
M1 Start-up	7,65	3,99	68,9	0	39,7	27,4	1,45	4,59	12,2
M2 Final Bio-oxidativa	8,11	5,99	56,3	41,9	34,3	16,6	2,08	5,88	18,5
M3 Madurez	7,84	5,64	48,8	57,0	31,8	14,1	2,26	5,81	18,3

3.2. Producto

El compost elaborado en este piloto mezclando estiércol, sarmiento de vid y restos de podas presentó un carácter básico con un pH de 7,8 que se sitúa en el rango adecuado para su uso en agricultura (Tabla 4). La CE es elevada para un compost maduro debido a su alto contenido en sales disueltas, especialmente Na y K aportados por el estiércol de oveja. La concentración en sustancias húmicas se situó en torno al 7 % s.m.s, siendo mayoritarios los ácidos húmicos frente a los fúlvicos. Los valores de los índices de humificación, de CCC y de la ratio CCC/C_{OT} en el compost final fueron superiores al valor límite establecido por diferentes autores verificándose los criterios de calidad-madurez estructural. El índice de germinación inferior al 50% indica que el compost producido es fitótoxico para *Lepidium Sativum*, por lo que se recomienda no utilizar en cultivos en contenedor, aunque si puede utilizarse como enmienda en cultivos leñosos y arbustivos en dosis inferiores a 10 t ha^{-1} s.m.f. Las concentraciones de N y P fueron inferiores a las encontradas en otros compost elaborados con lodos o residuos sólidos municipales.

Tabla 4. Parámetros de calidad en el compost final (valores sobre materia seca).

Parámetro	GVA 17
pH	7,84
CE (dS m^{-1})	5,64
MOT (%)	48,8
NT (%)	2,26
CCC (meq 100g MOT^{-1})	122
CCC/C_{OT} (meq 100g C_{OT}^{-1})	1,87
P_2O_5 (%)	1,33
K_2O (%)	2,20
Na total (g kg^{-1})	5,34
Índices de germinación, IG (%)	25,9
Carbono extraíble (%)	7,60
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	2,20
Carbono de ácidos húmicos (%)	5,40
Relación de humificación, RH (%), C_{ex}/C_{OT} x 100)	23,9
Índice de humificación, IH (%), C_{ah}/C_{OT} x 100	17,0
Porcentaje de ácidos húmicos, P_{ah} (%), C_{ah}/C_{ex} x100	71,0
Relación de polimerización, RP, C_{ah}/C_{af}	2,46

CCC: Capacidad de cambio catiónico.

4. CONCLUSIONES

Se ha demostrado en este ensayo la posibilidad de establecer sinergias en la gestión de materiales leñosos orientadas a la obtención de recursos orgánicos estabilizados, obteniendo un

producto adecuado para su uso en agricultura ecológica siempre que se tenga en cuenta sus limitaciones derivadas de la alta conductividad que presenta y se utilicen insumos acreditados para AE, en este caso el estiércol.

5. BIBLIOGRAFÍA

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.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Vico A, Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J Environ Manage*. 226, 408-415.

Naher U.M., Sarkar M.I.U., Jahan A., Biswas J.C., 2018. Co-Composting urban waste, plant residues and rock phosphate: biochemical characterization and evaluation of compost manurity. Commun Soil Sci Plan. 49, 751-762.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca dentro del proyecto Agrocompostaje para el sector agrario valenciano dentro del Convenio de colaboración entre la Generalitat a través de la Consellería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio climático y Desarrollo Rural y la Universidad Miguel Hernández de Elche para la investigación y su experimentación en Agrocompostaje para el año 2017-2018.

HIGIENIZACIÓN EN SISTEMAS CERRADOS ESTÁTICOS DE BIORREACTORES TUBULARES FLEXIBLES CON AIREACIÓN FORZADA

Germán Tortosa[1], Jaime Morales[2], Ignacio González Seiru-lo[2], Sebastián Trinidad[3] y Eulogio J. Bedmar[1]

[1]Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008, Granada, España, [2]Ritorna Medio Ambiente S.L., Avda. Matapiñonera 11, Edificio 1- Oficina 213, San Sebastián de los Reyes, 28703, Madrid, España, [3]Complus Regeneración Ambiental S.L., Avda. de Madrid 75, 06400, Don Benito, Badajoz, España, german.tortosa@eez.csic.es

RESUMEN: En este trabajo se presentan los resultados de la evolución de la temperatura de la fase bioxidativa del compostaje en tres biorreactores tipo BRUCO de 7 m^2 de área y 100 m de longitud, que comercializa la empresa Ritorna Medio Ambiente S.L. Se caracterizan por ser sistemas cerrados tubulares flexibles, con ventilación forzada incorporada, y de fácil instalación al ser móviles y no necesitar obra civil previa. Los residuos empleados para las mezclas de compostaje fueron residuos de almazara (alperujo repasado), hojas de olivo, pollinaza, estiércol de oveja, lodo de tomatera y guano de pavo. Durante las nueve semanas de duración del experimento se observó que los perfiles de temperatura de la fase bioxidativa fueron adecuados, con valores termófilos, que permitieron reducir el contenido de los microorganismos patógenos *Salmonella* spp. y *Escherichia coli* de forma efectiva.

PALABRAS CLAVE: Fase bioxidativa, sistema BRUCO, *Salmonella* spp., *Escherichia coli*

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas cerrados de compostaje en trincheras o túneles con ventilación forzada tienen como principal ventaja el control de lixiviados y de las emisiones de gases durante el proceso, así como una aceleración de su fase bioxidativa. Por el contrario, como principal desventaja tienen que son costosos y que necesitan grandes inversiones en tecnología e infraestructura para su puesta en funcionamiento. El sistema BRUCO de compostaje en biorreactores cerrados tubulares flexibles con ventilación forzada que comercializa la empresa Ritorna Medio Ambiente S.L. se presenta como una alternativa a estos sistemas al ser móviles, de fácil instalación y no necesitar obra civil previa.

En este trabajo se evalúa el funcionamiento de estos sistemas, en especial durante la fase bioxidativa, estudiando la evolución de la temperatura y su efecto sobre la eliminación de microorganismos patógenos, en concreto *Salmonella* spp. y *Escherichia coli*, de acuerdo a la legislación vigente (RD 999/2017).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Descripción de los reactores

Los biorreactores BRUCO estaban formados por un saco de material plástico flexible, con forma tubular, de unos 7 m^2 de área y longitud aproximada de 100 m. Las mezclas de

residuos orgánicos se prepararon usando una biotrituradora-mezcladora RMA que comercializa la propia empresa. Una vez elaboradas, se incorporaron con la ayuda de una máquina retroexcavadora a la máquina ensacadora, la cual tenía un tornillo sin fin (o de Arquímedes). Durante ese proceso, tanto por la base como por la parte superior, se incorporaron varias conducciones de aire que permitieran una aireación mediante ventiladores programables. Cada 10 metros aproximadamente, había una apertura pequeña que permitía aliviar el exceso de presión de los biorreactores durante cada ciclo de ventilación. Esta misma apertura se usó para la medida de la temperatura usando sondas portátiles. En la Figura 1 se adjuntan diferentes fotografías de los biorreactores empleados en este trabajo y del procedimiento de llenado.

Figura 1. Biorreactores de compostaje acelerado de la empresa Ritorna Medio Ambiente S.L. (A) Se observa la incorporación del material a compostar previamente mezclado y homogenizado usando una máquina ensacadora. (B) Se muestra una visión general de la longitud de los biorreactores (aproximadamente 100 m), (C) Los ventiladores estaban instalados al principio de los biorreactores donde insuflaban aire por las dos conducciones de la base y aspiraban por la conducción superior y (D) aspecto de las aperturas de los biorreactores a lo largo de su longitud y que se aprovecharon para la medida de la temperatura.

2.2. Caracterización de los residuos y elaboración de las mezclas

Los materiales empleados en la elaboración de las mezclas para compostar fueron los siguientes: alperujo repasado, hojas de olivo, pollinaza, estiércol de oveja, lodo de tomatera y guano de pavo. También se usó astilla de eucalipto como estructurante en la mezcla con guando de pavo. La caracterización de los mismos se muestra en la Tabla 1 y todo el procedimiento experimental y analítico usado en este trabajo está descrito en Alburquerque y colaboradores (2009) y Tortosa y colaboradores (2012).

Tabla 1. Caracterización agroquímica de los residuos orgánicos usados.

Parámetros[1]	Alperujo	Hojas de olivo	Pollinaza	Estiércol de oveja	Lodo de tomatera	Guano de pavo
Humedad (%)	58,1 ± 2,1	58,7 ± 3,1	69,0 ± 1,4	49,4 ± 2,2	19,0 ± 1,0	40,4 ± 2,3
pH[2]	5,76 ± 0,01	5,41 ± 0,06	6,39 ± 0,03	7,77 ± 0,07	7,08 ± 0,05	6,23 ± 0,08
CE[2] (dS m^{-1})	8,52 ± 0,15	1,68 ± 0,09	10,13 ± 0,16	8,85 ± 0,29	1,03 ± 0,12	11,79 ± 0,23
C_{OT} (%)	55,10 ± 0,61	51,30 ± 1,73	36,83 ± 0,75	32,03 ± 1,60	2,01 ± 0,24	38,83 ± 0,91
N_T (%)	2,96 ± 0,08	1,87 ± 0,08	2,41 ± 0,07	2,67 ± 0,10	0,42 ± 0,03	6,11 ± 0,13
NH_4^+ (mg kg^{-1})	257 ± 51	1.165 ± 97	2.619 ± 120	429 ± 62	938 ± 75	6.666 ± 210
NO_3^- (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd	2.518 ± 235	nd
NO_2^- (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd	nd	nd
$N_{ORG.}$ (%)	2,94 ± 0,09	1,78 ± 0,23	2,21 ± 0,14	2,64 ± 0,08	0,36 ± 0,02	5,59 ± 0,34
Relación C_{OT}/N_T	18,60 ± 0,70	27,45 ± 0,19	15,31 ± 0,83	11,99 ± 0,45	4,74 ± 0,28	6,36 ± 0,14
P (%)	1,95 ± 0,02	0,58 ± 0,15	0,78 ± 0,01	2,00 ± 0,65	1,83 ± 0,04	0,53 ± 0,00
K (%)	2,93 ± 0,14	3,05 ± 0,37	1,00 ± 0,02	2,78 ± 0,21	2,94 ± 0,07	2,35 ± 0,15
Ca (%)	8,62 ± 0,81	2,15 ± 0,36	0,76 ± 0,09	6,31 ± 0,51	3,55 ± 0,25	2,66 ± 0,06
Mg (%)	0,60 ± 0,05	0,60 ± 0,11	0,53 ± 0,02	0,53 ± 0,07	0,65 ± 0,01	0,45 ± 0,02
Na (%)	0,52 ± 0,04	0,55 ± 0,08	0,04 ± 0,00	0,27 ± 0,03	0,48 ± 0,01	0,31 ± 0,02
S (%)	0,50 ± 0,04	0,38 ± 0,07	0,07 ± 0,00	0,49 ± 0,04	0,56 ± 0,00	0,33 ± 0,02
Fe (mg kg^{-1})	659 ± 14	3.194 ± 162	15.542 ± 2627	600 ± 62	829 ± 215	5.360 ± 18
Cu (mg kg^{-1})	68 ± 5	37 ± 6	35 ± 2	46 ± 4	52 ± 3	64 ± 3
Mn (mg kg^{-1})	497 ± 36	265 ± 50	274 ± 3	387 ± 44	469 ± 15	242 ± 8
Zn (mg kg^{-1})	422 ± 29	155 ± 34	57 ± 2	355 ± 40	392 ± 14	120 ± 6
Mo (mg kg^{-1})	7 ± 0	3 ± 1	1 ± 0	7 ± 1	6 ± 0	1 ± 0
B (mg kg^{-1})	45 ± 2	27 ± 2	13 ± 0	40 ± 4	41 ± 1	28 ± 2
Pb (mg kg^{-1})	1 ± 0	4 ± 0	30 ± 1	0 ± 0	1 ± 0	6 ± 0
Cr (mg kg^{-1})	8 ± 0	16 ± 3	100 ± 6	7 ± 1	8 ± 0	20 ± 5
Ni (mg kg^{-1})	6 ± 0	6 ± 1	26 ± 0	6 ± 1	6 ± 0	8 ± 0
Cd (mg kg^{-1})	0 ± 0	0 ± 0	1 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
As (mg kg^{-1})	0 ± 0	2 ± 0	13 ± 1	0 ± 0	0 ± 0	3 ± 1
Br^- (mg kg^{-1})	8 ± 1	nd	52 ± 4	3 ± 0	nd	nd
F^- (mg kg^{-1})	15 ± 2	6 ± 0	8 ± 1	7 ± 1	3 ± 0	13 ± 2
Cl^- (mg kg^{-1})	4.818 ± 234	37 ± 9	7.351 ± 123	14.439 ± 958	37 ± 10	4.881 ± 34
SO_4^{2-} (mg kg^{-1})	73 ± 10	73 ± 5	3.996 ± 95	4.908 ± 98	74 ± 9	7.642 ± 56
PO_4^{3-} (mg kg^{-1})	4.376 ± 158	911 ± 12	11.310 ± 450	4.798 ± 58	255 ± 23	11.280 ± 1203

[1]Datos expresados sobre materia seca, [2]extracto acuoso 1:10,
CE (conductividad eléctrica), C_{OT} (carbono orgánico total), N_T (nitrógeno total),
N_{ORG} (nitrógeno orgánico; $N_{ORG} = N_T - (N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NO_2^-)$, nd (no detectado).

Casi todos los materiales presentaron una humedad elevada, cercana al 50%, a excepción del lodo de tomatera que apenas mostró un 20%. Los materiales eran ligeramente ácidos con valores entre 5,41 y 6,39, a excepción del estiércol de oveja y el lodo de tomatera, que presentaron valores cercanos a la neutralidad (7,77 ± 0,07 y 7,08 ± 0,05 respectivamente). En cuanto a la salinidad, el alpechín desecado, la pollinaza, el estiércol de oveja y el guano de pavo presentaron valores de conductividad eléctrica muy elevados, entre 8,52 y 11,79 dS cm^{-1}. Estos valores se debieron al elevado contenido en sales solubles como cloruros, sulfatos y fosfatos presentes en dichos materiales. En cuanto al contenido orgánico, todos presentaron valores importantes de carbono orgánico total, entre el 30 y el 50 %, a excepción del lodo de tomatera que fue muy bajo (solo un 2,01 ± 0,24 %). El contenido en nitrógeno fue elevado en casi todos los materiales, destacando el alpechín desecado, la pollinaza, el estiércol de oveja y el guano de pavo. Para este último fue cercano al 6%, lo que se debe al alto contenido en nitrógeno amoniacal, característico de este tipo de materiales. Aunque en general la naturaleza del nitrógeno fue orgánica (N_{ORG}), cabe destacar el elevado contenido en nitrato que presentaron los lodos de tomatera (2.518 ± 235 mg kg^{-1}).

Con los materiales anteriores se prepararon tres biorreactores con la siguiente composición en base su peso fresco:

— B1: Mezcla COMPLUS (Alpechín desecado, 16,7 %; hoja de olivo, 41,7 %; estiércol de oveja, 33,3%; lodo de tomatera, 4,2%; pollinaza, 4,2%)

— B2: Mezcla Guano (Guano de pavo, 75,0 %; astillas de eucalipto, 25,0 %)

— B3: Mezcla COMPLUS (Alpechín desecado, 16,7 %; hoja de olivo, 41,7 %; estiércol de oveja, 33,3%; lodo de tomatera, 4,2%; pollinaza, 4,2%)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se ha comentado anteriormente, se midió la temperatura en los tres biorreactores usando la apertura de ventilación. Así, se analizaron un total de cinco puntos en cada uno, denominados T1, T2, T3, T4 y T5, siendo el T1 el más cercano al sistema de ventilación y T5 el más alejado.

Los perfiles de temperatura empezaron a registrase desde que las mezclas se incorporaron a los biorreactores y no cuando se hicieron las mezclas, por lo que hubo un desfase de varias semanas (Figura 2). En general, se observó una correcta evolución del proceso microbiológico en los tres biorreactores, con temperaturas termofílicas durante todo el proceso de estudio. Las mezclas estuvieron confinadas en los biorreactores nueve semanas, tiempo a partir del cual se abrieron y el material se cribó a 5 mm, tomando una muestra representativa. La presencia de microorganismos patógenos (*Salmonella* spp. y *Escherichia coli*) fue menor que la permitida en la legislación vigente (Real Decreto 999/2017, sobre productos fertilizantes), por lo que el proceso bioxidativo en los biorreactores fue suficiente para asegurar la higienización de los materiales.

4. CONCLUSIONES

Según los perfiles de temperatura obtenidos durante la fase bioxidativa, los tres biorreactores BRUCO estudiados permitieron eliminar cualquier presencia de microorganismos patógenos como *Salmonella* spp. y *Escherichia coli*, asegurando la higienización de proceso.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alburquerque J. A., Gonzalvez J., Tortosa G., Baddi G. A., Cegarra J., 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation* 20:257-270.

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.

6. AGRADECIMIENTOS

Estos resultados se obtuvieron durante el desarrollo del contrato de asistencia tecnológica «Seguimiento y optimización de sistemas de ventilación forzada para el compostaje de orujo de oliva de dos fases (alperujo)» entre la Estación Experimental del Zaidín-CSIC) y la empresa Ritorna Medio Ambiente S.L. durante los años 2016 y 2017.

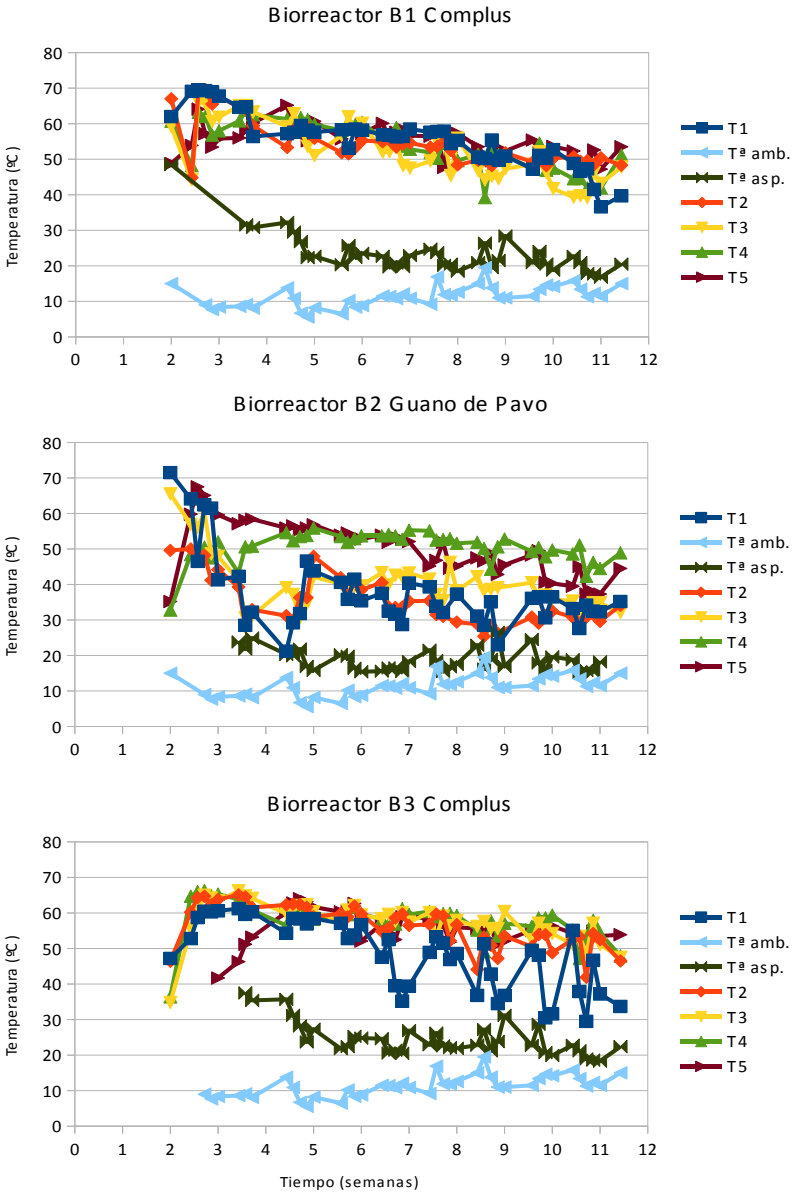


Figura 2. Perfiles de temperatura en los cinco puntos de muestreo (T1, T2, T3, T4 y T5) en los biorreactores B1, B2 y B3 estudiados, así como la temperatura ambiente (Tª amb.) y la temperatura a la salida de cada biorreactor (Tª asp.).

INFLUENCIA DE LA COMPOSICIÓN DE LA MEZCLA DURANTE EL COMPOSTAJE Y LA CALIDAD DEL PRODUCTO FINAL

Lorena Zajara, Jesús Gil, Juan Ignacio Gutiérrez, Fermín Núñez, Elena Ordiales

Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario Extremadura, CTAEX. Ctra. Villafranco a Balboa, km 1.2. 06195 Villafranco del Guadiana, Badajoz, lzajara@ctaex.com

RESUMEN: En este trabajo se compara la evolución y las características físico-químicas y microbiológicas de nueve compost elaborados con diferentes materias primas, mezcladas en distintas proporciones. Los materiales utilizados son residuos de las industrias agroalimentarias más representativas de Extremadura, fábricas de procesado de tomate, almazaras y bodegas, además de lodos, paja, estiércol y arcilla. El sistema de compostaje utilizado fue abierto mediante pilas con volteo, empleando cultivo estárter. Al final del proceso los compost se caracterizaron físico-químicamente, se determinó el contenido en metales pesados y se analizó la población microbiana. Durante el compostaje la evolución de ocho de las nueve pilas siguió un mismo patrón al comportarse de forma similar. Los compost elaborados cumplieron todos los límites establecidos en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, pudiéndose clasificar los mismos, en cuanto al contenido de metales pesados, como de Clase A. Sin embargo, el contenido de materia orgánica en ninguno de los compost elaborados superó el 10 % y los contenidos en N y P fueron bajos.

PALABRAS CLAVE: Subproductos agroalimentarios, cultivo starter, sistema abierto, volteo, metales pesados

1. INTRODUCCIÓN

El sector agroalimentario genera restos de cosechas y una amplia gama de subproductos procedentes de la transformación y de la comercialización, considerados biomasa y en la que destaca su fracción biodegradable. El volumen total de todos estos restos orgánicos y otras biomasas generadas han sido cuantificados en España en el Plan de Energías Renovables 2011-2020 y en el proyecto PROBIOGAS, estimándose en el 2010 en 159 millones de toneladas al año, incluyendo la derivada de cultivos agrícolas, la actividad forestal, la industria alimentaria o la industria de madera, del papel y del textil, los residuos animales y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

Extremadura, en el análisis por Comunidades Autónomas en el sector agrario, genera el 4,9 % de los residuos no peligrosos y el 6,3 % de los peligrosos del total nacional. Los subproductos de origen vegetal en la región suponen un 7 % del nacional, siendo los predominantes, paja de cereal (1.351.399 toneladas año^{-1}), transformados de hortalizas (123.630 t año^{-1}), retirados de hortalizas en virtud de la aplicación de la Política Agraria Común (107.559 t año^{-1}) y alperujos (101.482 t año^{-1}).

Los subproductos de origen ganadero en Extremadura suponen un 5 % del total nacional y se distinguen cuatro categorías: purín de cerdo (295.075 t año^{-1}), estiércol de vaca (604.181 t año^{-1}), gallinaza (17.550 t año^{-1}) y restos de otras especies (ovejas, cabras y equino, 1.335.270 t año^{-1}).

El compostaje es una tecnología de bajo coste que permite transformar residuos y subproductos orgánicos en enmiendas y/o abonos del suelo, pudiéndose de este modo reducir el impacto

ambiental y posibilitando el aprovechamiento de estos residuos que constituyen serios problemas para su almacenamiento y, sobre todo, para su eliminación. El propio proceso reduce aspectos negativos de estos residuos, tales como la presencia de organismos patógenos, logrando un producto estable y libre de olor, sin limitaciones desde el punto de vista sanitario (Sweeten, 1998).

El Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes define el compostaje como un proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a enmiendas orgánicas. Así, de este proceso se generan como productos de la biodegradación CO_2, agua, minerales y una materia orgánica estabilizada o compost con ciertas características húmicas y libre de compuestos fitotóxicos y patógenos (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa y col., 1991; Cegarra, 1994).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Caracterización de la materia prima

Seleccionados los materiales a estudiar, en función de su importancia como residuo, se tomaron muestras para su análisis elemental. El objetivo era determinar la cantidad de micro y macroelementos que poseían (ICP y Kjeldahl en el caso del nitrógeno), y en concreto, la relación C/N mediante análisis elemental, a partir de la cual se programaron las mezclas para su compostaje.

Así mismo, se analizaron los residuos de pesticidas hallados en los subproductos mediante un análisis multiresiduos de todas las materias activas incluidas en el método gas-cromatográfico/MS.

2.2. Composición de las pilas

El 30 de septiembre se constituyeron un total de nueve pilas, en las cuales se mezclaron distintos materiales en las siguientes proporciones (Tabla 1):

Tabla 1. Proporciones en volúmen de los materiales empleados por pila y relación C/N final.

Subproducto/ Relación C/N	PyS1	PyS2	PyS1L1	PyS1L2	PyS4L1	OR1	OR2	OR1H3	AL5H3
PAJA %	38,7	38,7	38,7	38,7	—	38,7	38,7	19,4	—
ESTIÉRCOL %	19,4	12,9	19,4	19,4	—	19,4	12,9	19,4	—
RESTOS VEGETALES %	22,6	22,6	22,6	22,6	—	22,6	22,6	22,6	—
PIELES Y SEMILLAS %	6,5	12,9	6,5	6,5	80	—	—	—	—
ORUJO %	—	—	—	—	—	6,5	12,9	6,5	—
ALPERUJO %	—	—	—	—	—	—	—	—	62,5
HOJAS OLIVOS %	—	—	—	—	—	—	—	19,4	37,5
LODO %	—	—	6,5	12,9	20	—	—	—	—
ARCILLA %	12,9	12,9	6,5	—	—	12,9	12,9	12,9	—
Relación C/N	32,9	33,5	32,9	32,9	14,5	32,6	31,8	31,4	34,5

El volteo, la aplicación de agua y el aporte del estárter se hizo mediante una volteadora de arrastre ST acoplada al tractor (Figura 1).

2.3. Seguimiento y caracterización de los compost elaborados

Durante el proceso de compostaje se llevó a cabo el seguimiento de cada una de las pilas de la temperatura mediante termómetro digital Greisinger GTH1150 y del contenido en CO_2 a través de indicador de CO2 Brigon Messtechnik (Figura 2), que, unido a las observaciones del contenido de humedad, marcaron el momento de los volteos y de la aplicación de agua.

Doce semanas después de la constitución de la pila, el compost estaba estabilizado, se tomaron muestras para el análisis del pH, la conductividad eléctrica, la humedad, la materia orgánica, sustancias húmicas, el contenido en nitrógeno, fósforo y en metales pesados. Para conocer la actividad microbiana al final del proceso de compostaje, se hizo un análisis microbiológico donde se determinó el número de colonias formadoras de aerobios mesófilos (PCA, 72 horas a 31ºC), mohos (SD, 5 días a 22ºC), *Clostridium* sulfitoreductores (SPS-Agar Confirmación TSN anaerobiosis), enterobacterias (VBRG, 48 horas a 37ºC) y detección de la ausencia o presencia de *Salmonella* (3 tipos de agar. Pruebas bioquímicas).

Figura 1. Composición de pilas y volteo inicial.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización química y mineral de los residuos evaluados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Caracterización de los materiales empleados.

Composición[1]	Pieles y semillas	Lodo	Orujo	Paja	Alperujo	Estiércol de oveja	Vegetales frescos
% Humedad	80,27	63,54	30,06	12,96	53,73	60,43	21,38
% Cenizas	0,83	25,85	5,22	11,41	9,02	9,49	9,59
% Grasa	0,84	0,12	1,70	0,42	0,54	0,42	1,28
% Fibra bruta	10,61	< 0,1	27,26	19,46	10,40	11,48	12,85
% N	0,34	0,84	1,74	0,47	1,78	0,91	1,92
% Materia orgánica total	19,23	7,85	20,41	88,59	90,98	30,10	78,74
Relación C/N	20,41	8,16	18,28	109,34	29,65	19,19	15,0
P (mg kg^{-1})	626,49	1122,26	1514,12	475,33	965,72	1724,77	1986,83
K (mg kg^{-1})	2745,45	835,08	12353,76	4182,68	5287,46	18776,75	10945,07
Ca (mg kg^{-1})	234,48	488,12	3623,96	1193,45	3322,16	7064,25	3425,51
Mg (mg kg^{-1})	379,69	398,11	444,36	387,99	539,45	2031,58	1446,85
Na (mg kg^{-1})	100,60	118,33	33,45	985,24	198,66	4242,33	360,14
Cu (mg kg^{-1})	3,24	3,24	10,23	3,30	3,66	3,33	2,64
Fe (mg kg^{-1})	12,48	866,71	36,91	39,43	144,28	220,94	62,07
Mn (mg kg^{-1})	6,01	40,15	5,15	18,81	12,23	58,55	49,95
Zn (mg kg^{-1})	208,17	573,81	18,67	13,65	7,20	59,19	17,62

[1]Datos expresados sobre materia seca

Si se observan los resultados obtenidos en el análisis mineral de estos materiales, el más rico por su contenido en fósforo fue el material vegetal fresco, mientras que el estiércol lo fue en potasio y calcio, siendo estos tres nutrientes elementos fundamentales para las plantas. Además, ninguno de estos subproductos contiene gran cantidad de metales pesados (cobre, hierro, manganeso y zinc), asegurando un bajo contenido de éstos en el compost elaborado, aumentando la calidad del mismo. La paja de trigo y el material vegetal fresco son los únicos materiales que no superaron el límite de cuantificación (LQ) en ninguno de los residuos de pesticidas evaluados.

La evolución de las pilas siguió un patrón de modo que las nueve se comportaron de forma similar. La fase termófila, en la cual la temperatura se encuentra por encima de 45ºC duró solamente 16 días. A partir de entonces comenzó la parte mesófila, en la cual se produce la formación del humus. Cinco semanas después de la constitución de la pila, tanto la temperatura como el CO_2 se estabilizaron. La temperatura de la pila fue variando en función de la temperatura ambiente, hasta llegar a 12ºC.

4. CONCLUSIONES

El compost elaborado en estas pilas cumplió todos los límites establecidos en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, pudiéndose clasificar los mismos, en

cuanto al contenido de metales pesados, como de Clase A. El pH se encontraba en torno a 8 y la conductividad eléctrica por debajo de 1,5 dS m^{-1}, de modo que el efecto de las sales es despreciable. Sin embargo, el contenido de materia orgánica en ninguno de los compost elaborados superó el 10 % y los contenidos en N y P fueron bajos.

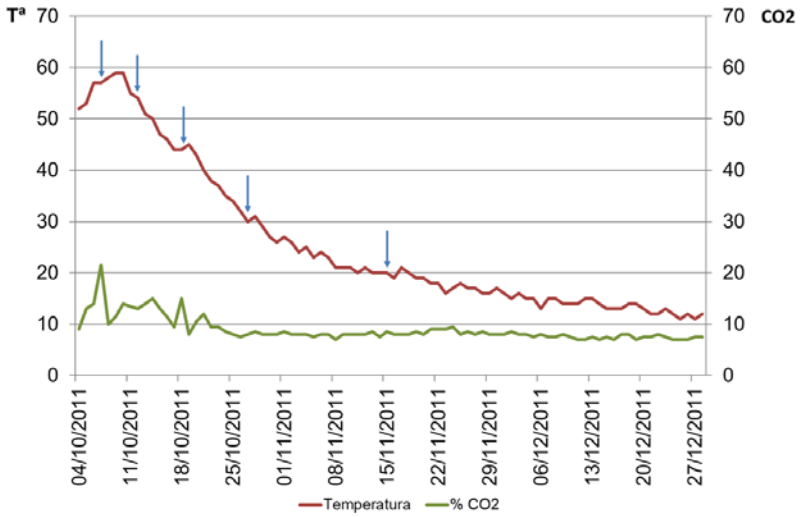


Figura 2. Evolución de temperatura y CO_2 en la pila OR2. Volteos representados por flechas

5. BIBLIOGRAFÍA

Cegarra J., 1994. Compostaje de desechos orgánicos y criterios de calidad del compost. Memorias del VII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. "El componente biorgánico del suelo" Bucaramanga, Colombia, pp. 22-30.

Costa F., García C., Hernández T., Polo A., 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y Utilización. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia. 181 pp.

Sweeten J.M., 1998. Composting manure sludge. En: National Poultry Waste Management Symp., Columbus, OH. Dep. Of Poultry Sci., Ohio State Univ., Columbus. pp 38-44.

Zucconi F., Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: Compost: Production, Quality and Use. De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.) Elsevier Applied Science, London. pp. 276-295.

6. AGRADECIMIENTOS

Trabajo incluido dentro del proyecto en cooperación (AGROBIORESIDUEX - IDI2011-0870) financiado por CDTI con título "Investigación para el aprovechamiento y reutilización de coproductos de la industria agroalimentaria".

INTEGRACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE EN UNA BIORREFINERÍA

Maria J López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, Juan López-González, Joaquín Moreno

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

RESUMEN: Las biorrefinerías están basadas en cuatro principios, sostenibilidad, aprovechamiento en cascada, uso de recursos no alimenticios y huella de carbono neutral. La tendencia en este nuevo modelo de bioindustrias es el empleo de residuos orgánicos para la obtención de múltiples materiales y compuestos de alto valor añadido, así como energía y biocombustibles. En este escenario, el compostaje de las fracciones orgánicas que se generan en los distintos procesos de tratamiento y extracción constituye un elemento clave para aprovechar de forma integral todos los flujos de la biorrefinería y para reciclar la materia orgánica en nuevos ciclos de cultivo. En este trabajo se describen modelos de integración del compostaje en biorrefinerías que procesan residuos agrícolas y agroalimentarios, y que constituyen uno de los mejores ejemplos de economía circular y de industria sostenible. Adicionalmente, se analiza un caso práctico desarrollado en el contexto del proyecto UE H2020 Agrimax, en el que se está implementando un módulo de compostaje en una biorrefinería que procesa residuos del cultivo y procesado del tomate y de cereales, en la que, además de biogás, se producen compuestos con aplicaciones en elaboración de envases, productos farmacéuticos, cosméticos y alimenticios. Además, con la implantación del compostaje se obtiene un producto con aplicación en agricultura que cierra el ciclo y amplia el rango de productos obtenidos.

PALABRAS CLAVE: Economía circular, sostenibilidad, Agrimax, residuos de tomate.

1. INTRODUCCIÓN

En la Unión Europea se generan anualmente aproximadamente 700 millones de toneladas de residuos agrícolas (Pawelczyk, 2005). Por otra parte, la pérdida de alimentos en hogares, industria alimentaria, restaurantes y en la cadena de distribución, sin considerar la que se produce en campo durante la recogida o el cultivo, ascendió a 89 mil millones de toneladas en 2006 en la UE-27 (European Commission, 2010). Esto provoca importantes pérdidas económicas y numerosos problemas ambientales. Para afrontar esta pérdida de alimentos y recursos y los impactos que generan, la Unión Europea promueve diversos programas como la Política de Productos Integrados (PPI), la iniciativa emblemática de eficiencia de recursos y la estrategia de Bioeconomía (Mirabella y col., 2014).

AgriMax es un proyecto H2020 DEMO, que tiene como objetivo validar, técnica y comercialmente, la producción en cascada de productos de alto valor añadido a partir de residuos agrícolas y agroindustriales en dos biorrefinerías piloto a implantar en España e Italia. Estas plantas se están diseñando para el procesado de residuos de la producción y procesado de tomate, aceituna, patata y cereales. Los productos finales que se van a producir tienen diferentes aplicaciones, tales como envases (biopolímeros, revestimientos, estabilizantes, etc.), productos alimentarios (aditivos, saborizantes, aromas, ingredientes, etc.) o materiales agrícolas (macetas biodegradables, películas de acolchado, biofertilizantes) (Figura 1). En las plantas se demostrará la viabilidad de las diferentes técnicas de valorización de residuos seleccionados, así como se validarán las aplicaciones de los distintos biocompuestos generados para la obtención de envases y

productos alimenticios y agrícolas. El Proyecto contribuirá a la mejora de la competitividad de los sectores agrícola y alimentario, pero adicionalmente al desarrollo y empleo rural. Los nuevos procesos generarán diversos biocompuestos y productos finales derivados con características ambientales y económicas mejoradas respecto a los actualmente disponibles, incluyendo, biopolímeros, revestimientos de envases, compuestos químicos para la fabricación de bioplásticos y envases, films para acolchado, macetas, compost y biofertilizantes, biocombustibles y aditivos e ingredientes alimentarios. Éstos promocionarán la sustitución de sustancias y materiales no renovables por biocompuestos de distintos tipos contribuyendo al desarrollo de la economía circular. El consorcio está constituido por 29 socios de 10 países europeos, de los cuales 11 pertenecen a Universidades y centros de investigación y 18 a industrias (12 PYMES y 6 industrias).

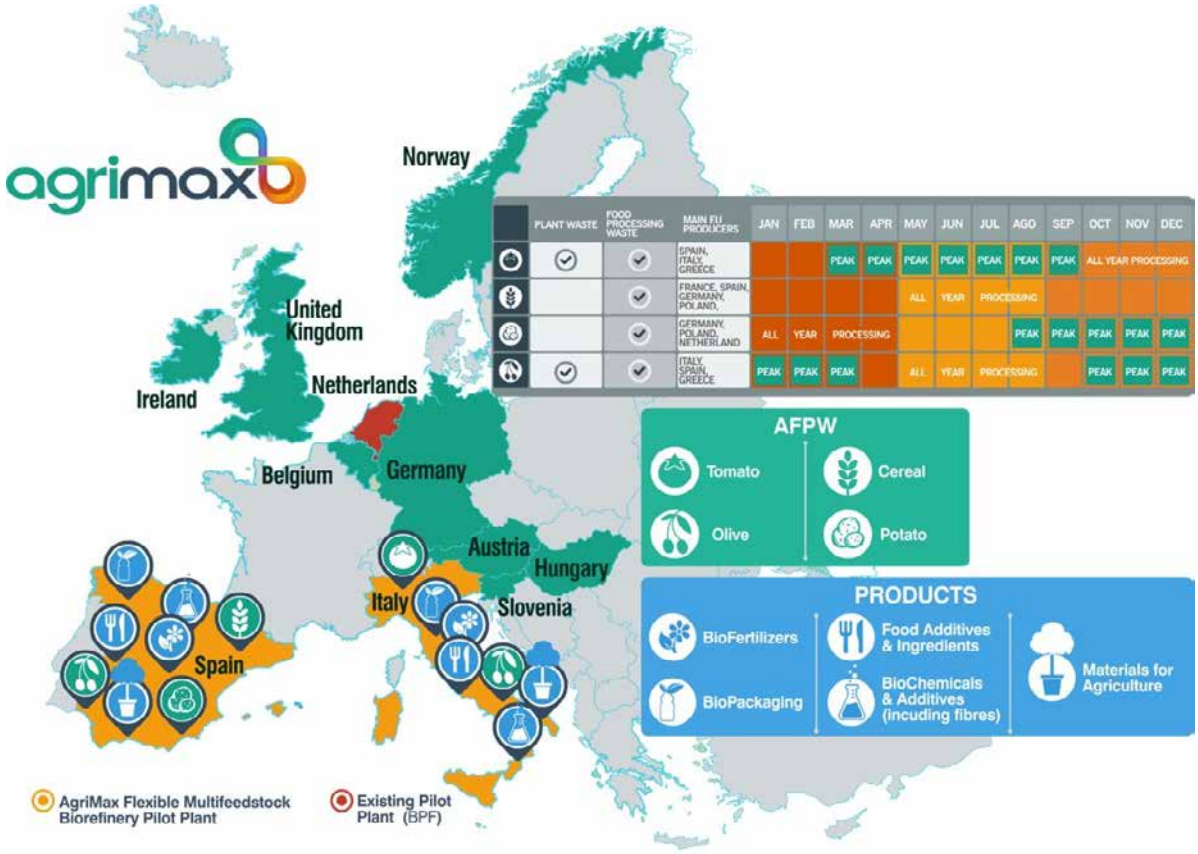


Figura 1. Residuos agrícolas y de procesado de alimentos (Agricultural and Food Processing Wastes, AFPW) seleccionados en el proyecto Agrimax, origen de las materias primas, estacionalidad, socios del Proyecto y países con biorrefinerías, planificadas (naranja) y existentes (rojo).

En este escenario, el compostaje de las fracciones orgánicas que se generan en los distintos procesos de tratamiento y extracción constituye un elemento clave para aprovechar de forma integral todos los flujos de la biorrefinería y para reciclar la materia orgánica en nuevos ciclos de cultivo. En este trabajo se describen modelos de integración del compostaje en biorrefinerías que procesan residuos agrícolas y agroalimentarios, y que constituyen uno de los mejores ejemplos de economía circular y de industria sostenible. Adicionalmente, se analiza un caso práctico desarrollado en el contexto del proyecto UE H2020 Agrimax, en el que se está implementando un módulo de compostaje en una biorrefinería que procesa residuos del cultivo y procesado del

tomate y de cereales, en la que, además de biogás, se producen compuestos con aplicaciones en elaboración de envases, productos farmacéuticos, cosméticos y alimenticios. Además, con la implantación del compostaje se obtiene un producto con aplicación en agricultura que cierra el ciclo y amplia el rango de productos obtenidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En las dos biorrefinerías se analizaron los procedimientos extractivos y se identificaron los flujos de materiales residuales orgánicos.

La biorrefinería a ubicar en Italia contaba en su diseño con un módulo de producción de compost. Para su implantación se seleccionaron los materiales idóneos para obtener una mezcla adecuada para dicho tratamiento. Adicionalmente se diseñó la ubicación idónea del área de compostaje en el marco de la biorrefinería y se fijó el procedimiento de operación. Finalmente se identificaron nuevos flujos de materiales que podrían incorporarse al proceso.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestra un inventario de las materias primas, productos y flujos orgánicos residuales de procesos extractivos identificados en las dos biorrefinerías. La planta de Italia cuenta en su diseño inicial con un módulo de compostaje y un producto derivado del mismo, hidrocompost, descrito en una comunicación presentada por Moreno y col. ("Producción de hidrocompost en el marco de una biorrefinería", 6ªs Jornadas REC 2018, Valencia), proceso y producto objeto de una patente española (ES2286917B1) (Moreno y col., 2016). En este caso el módulo de compostaje se encuentra contemplado desde el inicio del diseño de la planta, para los otros materiales residuales aún queda por determinar sus características, mezclas idóneas y potencial integración en las plantas. En el caso de la planta de España, como un módulo de compostaje adicional en la planta o para gestión externa. En la planta de Italia, los flujos no considerados en el diseño inicial se podrán integrar en el módulo de compostaje para la completa utilización de los materiales residuales orgánicos.

Tabla 1. Inventario de flujos susceptibles de ser empleados como materias primas para compostaje.

Biorrefinería	Materias primas	Productos	Materiales residuales
España (Indulleida S.A., Lleida)	– Residuos de Aceitunas (hojas y orujo) – Residuos de Procesado de patata (piel, pulpa y zumo) – Cáscara de avena	– Aromas – Polifenoles – Proteínas – Fibras – Medio de cultivo para crecimiento de microorganismos	– Fracciones orgánicas sólidas y líquidas de extracción – Fibras de baja calidad
Italia (Azienda Agricola Chiesa Virginio, Mantua)	– Cáscara de trigo – Tomate (pieles, frutos no comercializables, planta)	– Ácido ferúlico – Licopeno – Hidrocompost – Compost – Biogás	– Aguas de lavado de cáscaras de tomate – Residuo sólido de hidrólisis – Lodos de digestión anaerobia

En la biorrefinería ubicada en Italia, para el diseño del módulo de compostaje se identificaron las materias primas a someter a compostaje. Esta planta procesará principalmente residuos del cultivo y procesado de tomate, de modo que los materiales prioritarios para compostaje serán restos de plantas de tomate y frutos no comercializables o no procesables (destrío). Estos residuos tienen una relación C/N de 9 y 20, respectivamente y requieren de un tercer ingrediente para ajustar la relación C/N a los niveles óptimos (25-30) para su compostaje. Para seleccionar tal material se realizó un inventario de los cultivos producidos en la granja en la que se ubica la biorrefinería, seleccionándose finalmente la paja de maíz, que presenta una relación C/N de 57. El módulo de compostaje trabajará de rutina con una mezcla de tres componentes constituida por plantas de tomate trituradas, tomates de destrío y paja de maíz en proporción 0,2:0,5:0,3 respectivamente. Durante el compostaje, el material será humectado con aguas de lavado de cáscaras de tomate empleadas en la extracción del licopeno. Al objeto de diversificar los productos obtenidos en el módulo, además de compost, parte del material sometido a compostaje será empleado para la producción de hidrocompost. Finalmente, se han identificado nuevos flujos de materiales orgánicos generados en la planta tales como lodos de digestión anaerobia, residuos sólidos procedentes de la hidrólisis alcalina necesaria para producir hidrocompost, así como otras fracciones orgánicas derivadas de los procesos extractivos de licopeno a partir de cáscaras de tomate y ferúlico, a partir de cáscara de trigo, cuya integración en el módulo de compostaje se está evaluando.

4. CONCLUSIONES

La integración del compostaje en biorrefinerías, que procesan residuos agrícolas y agroalimentarios, permite obtener un producto con aplicación en agricultura que cierra el ciclo y amplia el rango de productos obtenidos. Este modelo constituye uno de los mejores ejemplos de economía circular y de industria sostenible.

5. BIBLIOGRAFÍA

European Commission 2010. *Preparatory Study on Food Waste across EU 27*. http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/bio_foodwaste_report.pdf (Fecha de consulta: 10/09/2018).

Fritsch C., Staebler A., Happel A., Cubero Márquez M.A., Aguiló-Aguayo I., Abadias M., Gallur, M., Cigognini I.M., Montanari A., López M.J., Suárez-Estrella F., Brunton N., Luengo E., Sisti L., Ferri M., Belotti G., 2017. Processing, valorization and application of bio-waste derived compounds from potato, tomato, olive and cereals: a review. *Sustainability* 9, 1492.

Mirabella N., Castellani V., Sala S., 2014. Current options for the valorization of food manufacturing waste: A review. *J. Clean. Prod.* 65, 28–41.

Moreno J., Suárez-Estrella F., López M.J., Vargas-García M.C., 2016. Procedimiento de obtención de abono líquido orgánico rico en sustancias húmicas a partir de compost de origen vegetal. Patente Española (ES2286917B1). Universidad de Almería.

Pawelczyk A., 2005. EU policy and legislation on recycling of organic wastes to agriculture. *ISAH* 1, 64–71.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por BBI-JU en el programa H2020, proyecto AGRIMAX (GA 720719) “Agri & food waste valorisation co-ops based on flexible multi-feedstocks biorefinery processing technologies for new high added value applications”.

MEJORA DE LA OBTENCIÓN DE BIOENERGÍA A PARTIR DE LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE CO-DIGESTIÓN CON UN SUSTRATO AGROINDUSTRIAL

Montserrat Pérez, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Rosario Solera

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, IVAGRO, Campus de Puerto Real Universidad de Cádiz, montserrat.perez@uca.es

RESUMEN: El objetivo principal de este trabajo es seleccionar las mejores condiciones para la digestión de una mezcla de lodos de depuración y lixiviados de pulpa de remolacha azucarera (50:50) en términos de generación de biogás y rendimiento de metano. Se utilizó un reactor de tanque agitado operando en semicontinuo (CSTR) a escala de laboratorio y se sometió a un programa de operación estable con tiempos de retención sólidos (TRS) en el rango de 30-6 días y velocidades de carga orgánica (VCO) entre 0,5 y 1,7 kgDQO $m^{-3}\cdot d^{-1}$. Los resultados experimentales mostraron que una eficiencia de eliminación de materia orgánica de 84,2% de DQO al tratar lodos de EDAR y lixiviados de pulpa de remolacha azucarera a velocidades de carga orgánica de 1,27 kgDQO $m^{-3}\cdot d^{-1}$ (correspondiente a TRS de 10 días). El nivel volumétrico de metano producido en el digestor alcanzó 0,7 m^3CH_4 $m^{-3}\cdot d^{-1}$ y el rendimiento de metano fue 0,64 m^3CH_4 kg^{-1} DQOconsumido. Cuando la VCO fue de 1,69 kgDQO $m^{-3}\cdot d^{-1}$ (TRS-6 días), la eliminación de DQO se redujo a 43,65% con 0,41 m^3CH_4 kg^{-1} DQOconsumido y 0,31 m^3CH_4 $m^{-3}\cdot d^{-1}$.

PALABRAS CLAVE: Co-digestión anaerobia, pulpa de remolacha azucarera, lodos de depuradora, CSTR reactores de tanque continuamente agitados.

1. INTRODUCCIÓN

La depuración de aguas residuales supone la generación de lodos que crean ciertas complicaciones en las EDAR debido a su almacenamiento y gestión. Actualmente, una de las tecnologías más usadas para convertir este residuo en un recurso es la Digestión Anaerobia (DA) que permite obtener energía renovable en forma de biogás y cubrir así las necesidades energéticas de las plantas de tratamiento. No obstante, el rendimiento energético del proceso es bajo, por lo que se plantea la digestión de lodos de EDAR y otros residuos orgánicos como una opción interesante de cara a alcanzar una mayor eficacia además de otros beneficios complementarios.

La digestión anaerobia conjunta de lodos de depuradora y resíduos vegetales de cultivos energéticos presenta las ventajas de compartir instalaciones de tratamiento, unificar metodologías de gestión, reducir costes de inversión y explotación y amortiguar las variaciones temporales de composición y producción de cada residuo por separado (Dar y Tandon, 1987; Dinsdale y col., 2000; Hutnan y col., 2000; Kim y col., 2004).

La Universidad de Cádiz es un claro ejemplo del compromiso e interés actual en la valorización energética de los residuos orgánicos y lodos. En el Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente se han desarrollado diversos proyectos que han permitido profundizar en la investigación de este campo de estudio, entre ellos *Digestión anaerobia de lodos de depuradora y residuos de cultivos vegetales energéticos. Estrategias para mejorar producción de biogas y la valorización agronómica del residuo final* (ref. P09-TEP-5275) y *Coproducción de hidrógeno y metano mediante digestión anaerobia de biosólidos y vinazas de vino* (ref. CTM2015-64810-R). El objetivo de

estos proyectos consiste en analizar la influencia de las principales variables de operación sobre la eficacia depurativa del proceso anaerobio. Para ello es necesario estudiar diversos aspectos relacionados con esta tecnología, entre ellos, la puesta en marcha, caracterización del flujo generado en el reactor, selección y optimización del tiempo de retención de sólidos (TRS).

El objetivo principal del presente trabajo es seleccionar las mejores condiciones de operación para la digestión de una mezcla de lodos de depuración y lixiviados de pulpa de remolacha azucarera (50:50) en términos de generación de biogás y rendimiento de metano.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La metodología consistirá en disminuir gradualmente el TRS aplicado al sistema (lo que modificará la velocidad de carga orgánica aplicada al mismo) y evaluar los principales parámetros de operación incluyendo la eficacia depurativa y la generación de biogás y rendimiento energético en cada etapa de operación estable.

2.1. Equipos utilizados

Los reactores utilizados son de 5 litros de capacidad. Están construidos en vidrio y presentan un encamisado que permite la termostatización del medio por circulación de agua a escala de laboratorio a 35ºC. En la parte superior del mismo se acopla una cabeza con cuatro salidas: una para la evacuación del efluente, otra para la recirculación del mismo, otra para una posible medición directa de temperatura y una cuarta para la recogida del biogás generado en bolsas Tedlar. Asimismo, consta de sistemas de bombeo a través de una bomba peristáltica, la recirculación del efluente que se efectúan en sentido ascendente. En la parte inferior, los reactores presentan una salida para el efluente. Para el desarrollo del ensayo utilizan dos unidades de digestión anaerobia (reactores de filtros) de 1,7 y 1,4 litros útiles de capacidad.

2.2. Técnicas analíticas

La determinación de los parámetros físico-químicos se realizaron acorde a lo establecido en el estándar método (APHA-AWWA-WPFC-1995). El biogás fue determinado mediante cromatografía gaseosa.

2.3. Alimentación y fuente de inóculo

Los pellets de coseta de remolacha deshidratados fueron suministrados por la Azucarera Guadalcacín (Grupo Ebro Puleva) de Jerez de la Frontera y lodos de la EDAR Guadalete (Jerez de la Frontera). El inóculo utilizado se tomó del efluente de digestores de laboratorio del Grupo de Investigación.

2.4. Metodología

Para cada tiempo de retención ensayado se realizó un seguimiento analítico de la producción de biogás, de los parámetros físico-químicos característicos del proceso y de los principales grupos microbianos implicados en la digestión anaerobia.

Parámetros de operación iniciales: Alimentación: lixiviado de cosetas de remolacha (10%ST), en operación semicontinua (una dosis al día);

Parámetros de control: Diariamente se medió pH. Dos veces en semana se analizaron: Sólidos Volátiles y Totales, materia orgánica (medida como DQO y COT). El volumen y concentración del biogas se medió a diario. La acidez total (contenido en ácidos grasos volátiles (AGV)) se hizo dos veces por semana mediante cromatografía. Los parámetros microbiológicos se realizaron al inicio y en cada tiempo de retención en condiciones estables.

Se disminuyó el TRS del sistema de forma gradual empezando en el tiempo de operación del proceso mesofílico de lixiviado de coseta de remolacha (11, 10, 8, 6, 4, 3 días). En cada etapa se intentaron alcanzar condiciones estables de operación (medidas en base a la estabilidad del pH, porcentaje de reducción de materia orgánica (%SV), relación acidez/alcalinidad y, fundamentalmente, volumen de biogás (metano) generado.

Se utilizó un reactor de tanque agitado a escala de laboratorio (CSTR) operando en semicontinuo y en rango mesófilo de temperatura (35°C). El reactor se cargó inicialmente con una mezcla de inóculo (procedente de digestores mesofílicos operativos en el grupo de investigación en operación estable) y el sustrato (mezcla de lodos de depuración y lixiviados de pulpa de remolacha azucarera 50:50). Inicialmente, el reactor se alimentó con el sustrato a TRS de 60 días hasta aclimatación del inóculo. Posteriormente, y en base a la información encontrada en la literatura y la experiencia previa del grupo (Fernández y col., 2012), se seleccionaron TRS de 30, 20, 15, 10 y 6 días para llevar a cabo el estudio de optimización de las condiciones de operación. Cada condición se mantuvo durante un período operativo de 3 veces la TRH para garantizar que se alcanzaran las condiciones de estado estable.

La Tabla 1 muestra las características del sustrato utilizado en cada período de operación ensayado, en términos de contenido en materia orgánica (Sólidos totales y volátiles, ST y SV), materia orgánica medida como DQO, así como las velocidades de carga orgánicas aplicadas (en términos de sólidos volátiles y DQO).

Tabla 1. Características del sustrato y VCO (velocidad de carga orgánica) aplicada.

	ST (%)	SV (%)	DQO (kg m^{-3})	VCO (kg DQO m^{-3}reactor·d^{-1})	VCO (kg SV m^{-3}reactor·d^{-1})
30 días-TRS	2,19	1,41	9,9	0,50	1,1·(10^{-3})
20 días-TRS	1,71	1,15	10,1	0,67	1,2·(10^{-3})
15 días-TRS	1,67	0,97	84,5	0,85	1,8·(10^{-3})
10 días-TRS	1,54	0,97	10,1	1,30	2,1·(10^{-3})
6 días-TRS	1,83	1,34	10,2	1,70	5,0·(10^{-3})

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 2 recoge los valores de los porcentajes de eliminación de DQO en las diferentes etapas de operación estudiadas. Como puede observarse, los mejores resultados para la eliminación de materia orgánica (calidad del efluente), se obtuvieron a los 10 días-TRS, con un 84,2% de depuración. Un posterior aumento de la carga orgánica supone un empeoramiento de la calidad del efluentem con 5,7 kgDQO m^{-3} y un porcentaje de eliminación del 43,6%. En estas condiciones se observa una disminución del pH del medio, presumiblemente debido a la acumulación de AGV en el sistema.

Tabla 2. Porcentaje de eliminación de DQO en las condiciones estudiadas.

	DQO influente ($kg\ m^{-3}$)	DQO efluente ($kg\ m^{-3}$)	% DQO consumido
30 días-TRS	9,9	2,21	78,1
20 días-TRS	10,1	2,5	75,0
15 días-TRS	8,5	2,0	76,9
10 días-TRS	10,1	1,6	84,2
6 días-TRS	10,2	5,7	43,6

La Tabla 3 recoge los datos de generación de metano en las diferentes etapas de operación estudiadas. Se recogen datos de generación diaria de metano ($m^3CH_4\ d^{-1}$), rendimiento en base a la DQO eliminada ($m^3CH_4\ kg^{-1}$ DQOconsumido). En general, la generación de metano sigue la misma tendencia que la eliminación de la materia orgánica en el digestor. Así, la mayor producción diaria y productividad se detectaron para la operación a 10 días-TRS, con valores de $3{,}43 \cdot 10^{-3}\ m^3CH_4\ d^{-1}$ con un promedio de $0{,}64\ m^3CH_4\ m^{-3}reactor \cdot d^{-1}$. Sin embargo, el porcentaje de metano en el la corriente de biogás fue similar para todos los TRS estudiados (más del 59-62%).

Tabla 3. Productividades en diferentes condiciones estudiadas.

	30 días-TRS	20 días-TRS	15 días-TRS	10 días-TRS	6 días-TRS
$m^3CH_4\ d^{-1}$	$1{,}15 \cdot (10^{-3})$	$0{,}62 \cdot (10^{-3})$	$1{,}43 \cdot (10^{-3})$	$3{,}42 \cdot (10^{-3})$	$1{,}53 \cdot (10^{-3})$
$m^3\ m^{-3}reactor \cdot d^{-1}$	0,23	0,13	0,29	0,68	0,31
% metano	68,90	70,40	68,50	68,80	66,60
$m^3CH_4\ kg^{-1}$ DQOconsumido	0,50	0,23	0,44	0,64	0,41

4. CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos se puede concluir que las mejores condiciones de operación para la co-digestión anaerobia mesófila de los lodos de EDAR y lixiviados de pulpa de remolacha (cosetas) se alcanza a 10 días-TRS con VCO de 1,30 kg DQO $m^{-3}reactor \cdot d^{-1}$, obteniéndose valores de 84,23% DQOconsumido y 0,64 $m^3CH_4\ kg^{-1}$DQOconsumido.

Estos resultados indican que los residuos utilizados en esta prueba pueden convertirse con éxito mediante co-digestión anaeróbica y, si bien se requiere una mayor investigación de la tecnología.

5. BIBLIOGRAFÍA

Dar G.H., Tandon S.M., 1987. Biogas production from pretreated wheat empe, lantan residue, apple and peach leaf litter with cattle dung. Biological Wastes, 21, 75-83.

Dinsdale R.M., Premier G.C., Hawkes F.R., Hawkes D.L., 2000. Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. Bioresource Technology, 72, 159-168.

Fernández J., Pérez M., Romero L.I., 2012. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process. Chemical Engineering Journal 10-15, 193-194.

Hutnan M., Drtil M., Mrafkova L., 2000. Anaerobic biodegradation of sugar beet emp. Biodegradation 11, 203-211.

Kim H.W., Han S.K., Shin H.S., 2004. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste using emperatura-phased anaerobic digestion process. Water Science and Technology 50 (9), 107-114.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto *Coproducción de hidrógeno y metano mediante digestión anaerobia de biosólidos y vinazas de vino* (ref. CTM2015-64810-R), financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

MODELIZACIÓN DE LA HIDRÓLISIS DE SUSTRATOS LENTAMENTE BIODEGRADABLES

José Ángel Rubio[1], Francisco J. Fernandez-Morales[3], Luis I. Romero[2], José L. García-Morales[1]

[1]Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, [2]Dpto. de Ingeniería Química y Tecnología de los Alimentos. Facultad de Ciencias, Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO), Universidad de Cádiz, 11510. Puerto Real (Cádiz), España, [3]Dpto. de Ingeniería Química. Instituto de Tecnologías Química y Medioambiental (ITQUIMA), Universidad de Castilla-La Mancha, 13071, Ciudad Real, España, joseluis.garcia@uca.es

RESUMEN: La hidrólisis es una etapa importante en el tratamiento de residuos orgánicos de naturaleza particulada. Además, esta etapa actúa en muchas ocasiones como la etapa limitante de la velocidad del proceso de degradación, convirtiéndose, por tanto, en una de las etapas más importantes del proceso. En la actualidad, los modelos disponibles predicen adecuadamente el comportamiento de las aguas residuales domésticas convencionales. Sin embargo, cuando la composición no es la típica de las aguas residuales domésticas, o cuando el residuo presenta un elevado contenido en sólidos, los modelos actuales presentan elevados errores por lo que no son aplicables. Por estos motivos, el objetivo del presente trabajo fue la modelización matemática del proceso de hidrólisis y posterior fermentación de sustratos lentamente biodegradables procedente de una industria oleícola que empleaba tecnología de dos fases (alperujo) y estiércol de vaca en condiciones anaerobias. Para ello se desarrolló un modelo matemático que fue calibrado y validado con datos de un digestor anaerobio que trataba esta mezcla de residuos. Del ajuste matemático del modelo se obtuvieron los principales parámetros cinéticos y estequiométricos que describen el proceso. El modelo predijo con precisión la evolución de todas las fracciones estudiadas con errores inferiores al 10%, lo que indica que el modelo desarrollado predice adecuadamente el comportamiento tanto del proceso de hidrólisis como el de fermentación.

PALABRAS CLAVE: Digestión anaerobia, estiércol, residuo de la extracción del aceite de oliva en dos fases, alperujo.

1. INTRODUCCIÓN

En los procesos de tratamiento biológico, la presencia de sustratos particulados es relevante para la extensión de la mineralización. En la mayoría de los casos, la tasa de hidrólisis es mucho más lenta que la de la utilización de los sustratos solubles que genera. Siendo, por lo tanto, la etapa de hidrólisis, la etapa limitante de la velocidad en el tratamiento biológico de contaminantes particulados (Henze y col., 1987). En la literatura, se ha descrito que los procesos hidrolíticos desempeñan un papel dominante en el delicado equilibrio de la proporción donador de electrones / aceptor de electrones de varios procesos biológicos. Hasta el momento, se han utilizado diferentes enfoques experimentales para evaluar el proceso de hidrólisis. Algunos enfoques descritos en la literatura se basan en pruebas aeróbicas o implican la medición de enzimas hidrolíticas específicas, intermedios hidrolíticos específicos, productos finales específicos y también la medición de las tasas de respiración. También se han descrito los mecanismos específicos involucrados en la hidrólisis cuando se trata de sustratos puros, como la albúmina de suero bovino o el almidón, como modelos de proteínas y polisacáridos respectivamente (Brethauer y col., 2011). Sin embargo, se debe tener precaución al aplicar los resultados de experimentos con un sustrato simple (por ejemplo, almidón)

y / o un cultivo puro para aplicaciones de tratamiento de residuos reales. Por eso, los métodos basados en pruebas de efluentes reales parecen más convenientes (Morgenroth y col., 2002).

Para describir numéricamente estas hidrólisis, se debe utilizar un modelo estructurado complejo, pero en la actualidad todavía no es posible adoptar un modelo general aplicable en todas las circunstancias (Vavilin y col., 2008). Esto se puede explicar debido al hecho de que muchos mecanismos de hidrólisis en las aplicaciones de tratamiento de aguas residuales no se conocen bien. Además, estos mecanismos, así como las velocidades de hidrólisis, dependen del tipo/concentración de sustrato particulado y de la población microbiana (Goel y col., 1998). Actualmente, los modelos disponibles de hidrólisis predicen adecuadamente las aguas residuales típicas. Sin embargo, cuando la composición de las aguas residuales no es la convencional o cuando presenta un alto contenido de sólidos, los enfoques de modelado típicos pueden no ser aplicables (Morgenroth y col., 2002).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue desarrollar y validar un modelo basado en el balance de materia que describa la hidrólisis y los procesos subsiguientes en la co-digestión de residuos de la producción de aceite de oliva en dos fases (alperujo) y estiércol de vaca.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Residuos e instalación experimental

Los residuos frescos de la almazara de dos fases y estiércol de vaca procedente de una explotación lechera semi-intensiva se mezclaron de modo que se alcanzase una relación C/N óptima para el desarrollo de procesos anaeróbicos (C/N 20-30) (Yadvika y col., 2004). De este modo se evitan fenómenos de limitaciones/inhibiciones por defecto/exceso de N. Para estudiar la influencia de la concentración de sólidos sobre la operación del proceso, estas mezclas se diluyeron para obtener diferentes contenidos de sólidos finales entre el 10 y el 28%. Como inóculo, se utilizó un efluente anaeróbico mesófilo de un digestor de laboratorio adaptado a la co-digestión de ambos desechos. Posteriormente, el reactor fue operado con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 40 días.

Todos los experimentos se llevaron a cabo en digestores de acero inoxidable de 2 L. Cada reactor se selló para garantizar las condiciones anaeróbicas, la mezcla se obtuvo mediante un agitador mecánico. Se utilizó una camisa de agua por donde se recirculaba agua caliente para mantener la temperatura mesofílica (35°C ± 1°C) y el pH se mantuvo alrededor de 8,0 usando una solución de Na_2CO_3 (2,8 M).

2.2. Modelo matemático

Para evaluar el rendimiento del proceso de hidrólisis y cuantificar los niveles de compuestos difícilmente biodegradables en los reactores, se determinaron las tendencias del carbono no soluble (CNS), el sustrato carbonoso acidogénico (SCA) y el carbono ácido disuelto (CAD). Estas tres formas de carbono evolucionan como se muestra en el siguiente esquema.

$$CNS\ (particulado) \rightarrow \underbrace{SCA(disuelto) \rightarrow CAD(disuelto)}_{Carbono\ \ Orgánico\ Disuelto\ \ (COD)}$$

El CNS es la fracción del carbono orgánico que no se ha solubilizado en la etapa hidrolítica. El SCA es la fracción de materia orgánica solubilizada que se ha transformado en sustratos fermentables. CAD representa la fracción de carbono orgánico soluble en forma ácida, es decir, la fracción correspondiente a los ácidos grasos volátiles (AGV).

El CNS y el SCA se determinaron de acuerdo con las ecuaciones (1) y (3) propuestas en la literatura (Fdez-Güelfo y col., 2012). El CAD se calculó de acuerdo con la ecuación (4) donde A_iH representa la concentración de cada AGV individual medida por cromatografía de gases; ni, es el número de átomos de carbono de cada A_iH; MW_i, es el peso molecular de cada A_iH. El carbono orgánico total (COT) se calculó a partir de la ecuación (2) como se sugiere en bibliografía (Navarro y col., 1993).

$$CNS = COT - COD \quad (1)$$

$$COT = SV \cdot 0.51 \quad (2)$$

$$CAD = \sum_{i=2}^{i=7} AiH/_{MWi} \quad (3)$$

$$SCA = COD - CAD \quad (4)$$

El proceso de hidrólisis resume varios pasos, como la lisis, la descomposición no enzimática, la separación de fases, la difusión, la adsorción, la reacción, la descomposición física, etc. del sustrato particulado (Vavilin y col., 2008). Debido a esto, la cinética de primer orden no parece ser aplicable en todas las circunstancias y, por lo tanto, se necesita un modelo que describa con precisión los pasos de desintegración e hidrólisis. En la literatura, se ha demostrado que el modelo de Contois describe adecuadamente conjuntos de datos experimentales de una amplia gama de desechos orgánicos (Nopharatana y col., 2007; Sötemann y col., 2006; Vavilin y col., 2008). El modelo de Contois que utiliza un único parámetro para representar la saturación de sustrato y biomasa se puede escribir como:

$$\rho_{proceso} = k_{m,proceso} \cdot X \cdot \frac{S}{K_{S,proceso} \cdot X + S} = k_{m,proceso} \cdot X \cdot \frac{S/_X}{K_{S,proceso} + S/_X}$$

donde $\rho_{proceso}$ es la velocidad del proceso (g C kg^{-1} d^{-1}); $k_{m,proceso}$ es la máxima velocidad específica del proceso (d^{-1}); $K_{S,proceso}$ es el coeficiente de media saturación para la relación S / X (g C kg^{-1}); X es la concentración de biomasa hidrolítica (g C kg^{-1}) y S es la concentración del compuesto particulado (g C kg^{-1}). Cuando Ks <<< S / X, el modelo Contois se convirtió en una cinética de primer orden para la biomasa.

$$\rho_{proceso} \approx k_{m,proceso}$$

Cuando Ks >>> S / X, el modelo Contois se convirtió en una cinética de primer orden para el sustrato.

$$\rho_{proceso} \approx k_{m,proceso} \cdot X \cdot \frac{S/_X}{K_{S,proceso}} \approx k_{m,proceso} \cdot \frac{S}{K_{S,proceso}}$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las mezclas de residuos se caracterizaron a lo largo del proceso de co-digestión. En la Tabla 1 se muestran los valores iniciales y finales de cada una de las fracciones sometidas a estudio.

Tabla 1. Caracterización de las mezclas sometidas a co-digestión.

% ST	CNS (g C kg^{-1} peso fresco)		SCA (g C kg^{-1} peso fresco)		CAD (g C kg^{-1} peso fresco)	
	Inicial	*Final*	*Inicial*	*Final*	*Inicial*	*Final*
10,0	25,6	8,9	6,0	5,8	0,08	0,3
15,0	43,5	15,0	10,2	7,8	0,10	1,9
20,0	55,5	22,2	13,1	11,9	0,17	3,2
28,6	73,3	36,6	17,3	15,4	0,22	5,8

Los resultados experimentales se modelizaron empleando para ello el modelo basado en la cinética de Contois, descrito anteriormente. Los principales resultados de esta modelización se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Principales parámetros cinéticos y estequiométricos de la modelización matemática.

% ST	CNS (g C kg^{-1} peso fresco)		SCA (g C kg^{-1} peso fresco)		CAD (g C kg^{-1} peso fresco)	
	Km	*Ks*	*Kf*	*Ks*	*Km*	*Ks*
10,0	0,61	10	4,98	10	1,16	10
15,0	0,69	10	2,47	10	0,90	10
20,0	0,70	10	2,4	10	1,01	10
28,6	0,70	10	2,5	10	1,00	10

Adicionalmente, en la Figura 1 se muestran gráficamente los resultados correspondientes a la mezcla con un 20% de ST, en esta figura puede apreciarse la bondad del ajuste obtenido. Fruto de los resultados de la modelización se observa que el porcentaje de eliminación de la fracción CNS disminuye al aumentar el % de ST.

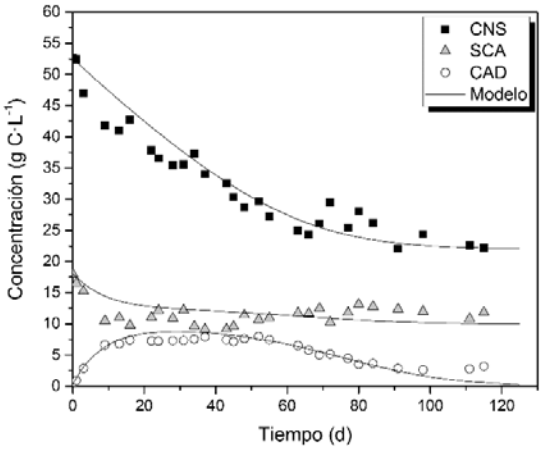


Figura 1. Resultados experimentales y de la modelización en el tratamiento con un 20% de ST.

Este comportamiento podría ser debido a fenómenos de inhibición por sustrato o por producto. Analizando la tendencia de transformación inicial de la fracción CNS se determinó que la inhibición era debida a fenómenos causados por los productos de fermentación acumulados.

4. CONCLUSIONES

El análisis de la evolución del proceso utilizando parámetros como CNS, SCA, CAD permitió distinguir el comportamiento de las principales etapas de la digestión anaeróbica (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis). La disminución de SCA junto con el aumento de CAD indicó que la materia orgánica solubilizada se transformó eficazmente en AGV. También se ha observado que había una relación lineal entre las concentraciones finales de CNS y SCA y el contenido inicial de sólidos en la prueba. Además, la concentración final de CNS tendría una relación directa con la presencia de compuestos no hidrolizables y los niveles finales de SCA con compuestos solubles difícilmente biodegradables. Estas concentraciones fueron indicativas de niveles de compuestos recalcitrantes (tanto en forma soluble como en partículas) en la mezcla.

5. BIBLIOGRAFÍA

Brethauer S., Studer M. H., Yang B., Wyman C. E., 2011. The effect of bovine serum albumin on batch and continuous enzymatic cellulose hydrolysis mixed by stirring or shaking. *Bioresource Technol.* 102, 6295-6298.

Fdez-Güelfo L. A., Álvarez-Gallego C., Sales D., Romero L. I., 2012. New indirect parameters for interpreting a destabilization episode in an anaerobic reactor. *Chem Eng J* 180, 32-38.

Goel R., Mino T., Satoh H., Matsuo T., 1998. Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor conditions. *Water Sci Technol* 37, 335-343.

Henze M., Grady Jr. C. P. L., Gujer W., Marais G. V. R., Matsuo T., 1987. A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Res* 21, 505-515.

Morgenroth E., Kommedal R., Harremoës P., 2002. Processes and modelling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Sci Technol* 45(6), 25-40.

Navarro A. F., Cegarra J., Roig A., García D., 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technol* 44, 203-207.

Nopharatana A., Pullammanappallil P. C., Clarke W. P., 2007. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Manage* 27, 595-603.

Sötemann S. W., van Rensburg P., Ristow N. E., Wentzel M. C., Loewenthal R. E., Ekama G. A., 2006. Integrated chemical, physical and biological processes modelling of anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Scie Technol* 54(5), 109-117.

Yadvika S., 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.

Vavilin V. A., Fernandez B., Palatsi J., Flotats X., 2008. Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Manage* 28, 939-951.

6. 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. Asimismo, los autores quieren dar su agradecimiento a la SCA Nuestra Señora de los Remedios de Olvera (Cádiz) por el suministro del alperujo utilizado en el estudio.

MODELO DE AUTOGESTIÓN DE LOS BIORRESIDUOS EN ALLARIZ (GALICIA)

Salustiano Mato, David Alves, Iria Villar

Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, Campus As Lagoas-Marcosende, 36310-Vigo (Pontevedra), smato@uvigo.es

RESUMEN: El municipio de Allariz (Galicia) emprendió en los últimos años un cambio en la gestión de los biorresiduos municipales: desde un modelo de traslado y tratamiento de los residuos del contenedor resto fuera de la localidad hacia un modelo de autogestión sostenible del biorresiduo segregado mediante compostaje. El modelo opera a tres niveles: compostadores individuales en viviendas unifamiliares (300L), 25 islas de compostaje comunitario situados en zonas urbanas residenciales (islas con varias unidades de 1000L) y un reactor dinámico Big Hanna para grandes productores (300-500 kg semana^{-1}). Las caracterizaciones de los compost comunitarios tras la puesta en marcha del modelo indicaron condiciones de estabilidad y madurez: ratio C/N <20, índice de germinación >50%, grado de maduración IV-V, etc. El bajo porcentaje de impropios en el biorresiduo posibilitó compost de clase A y B mientras que el bajo contenido en patógenos confirmó el correcto desarrollo del proceso. El reactor dinámico permitió un compostaje más intenso con elevadas temperaturas y una homogeneización del residuo. Sin embargo, el contenido en humedad y los restantes parámetros analizados indicaron que los composts deben humectarse y madurarse fuera del reactor durante al menos dos meses para obtener un producto que cumpla con los criterios de calidad. El modelo permitió una reducción de alrededor del 8% de los residuos en el contenedor resto y aumentó la recuperación para reciclaje de envases (20,1%), papel/cartón (79,5%) y vidrio (19,9%). La recuperación de los biorresiduos resultó en una mejora de la separación de las restantes fracciones.

PALABRAS CLAVE: biorresiduos, compostero comunitario, reactor dinámico, modelo descentralizado.

1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la normativa europea, los biorresiduos generados en los municipios deben ser recogidos diferenciadamente y sometidos a tratamiento para alcanzar los objetivos comunitarios de reciclaje. La recogida separada de los biorresiduos facilita el tratamiento mediante compostaje y la obtención de una enmienda orgánica de calidad, además, mejora la calidad y cantidad de las otras fracciones reciclables recogidas separadamente al reducirse la materia orgánica presente en éstas (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2018). El sistema de recogida de residuos predominantemente implantado en los municipios gallegos recoge los biorresiduos en conjunto con otros materiales (fracción resto), los cuales son trasladados al Norte de la comunidad para su tratamiento mediante incineración. Para el cumplimiento de la normativa y de acuerdo con su política ambiental, el gobierno del Ayuntamiento de Allariz puso en marcha un programa para implantar la separación y aprovechamiento de los biorresiduos fomentando el compostaje. Este municipio está situado en la provincia de Ourense y tiene una extensión de 86 km^2 donde reside una población de 6.026 habitantes (INE, 2017) repartidos en 92 núcleos poblacionales y con una

densidad de 69,6 hab km^{-2}. Cabe destacar que la población en época estival aumenta hasta duplicar la población residente. El programa de compostaje se estableció de manera gradual a tres niveles:

— La implantación y fomento del autocompostaje unifamiliar. Se repartieron 250 composteros con un volumen de 300L cada uno en el área periurbana, urbanizaciones y área rural.

— La implantación y fomento del compostaje comunitario. Se habilitaron 25 islas, conformadas por un total de 120 unidades de compostaje de 1000L cada una, en zona periurbana y urbana. En siete de las islas se habilitó una zona de aportación para recoger la fracción vegetal, poda y desbroce, generada por los vecinos.

— La recogida específica del biorresiduo de grandes productores, como establecimientos de hostelería y empresas de alimentación, para su compostaje conjunto empleando un reactor dinámico Big Hanna T120 con capacidad para 300-500 kg $semana^{-1}$.

La implantación del modelo incluyó acciones de sensibilización y formación llevadas a cabo por los servicios municipales en colaboración con la asociación ADEGA. Se realizaron, entre otras actividades, campañas puerta a puerta en más de 1000 viviendas, campañas en centros docentes para la concienciación y formación tanto del alumnado como del profesorado y visitas de seguimiento en los composteros individuales y comunitarios.

El equipo de Biotecnología Ambiental de la Universidad de Vigo estudió la calidad de los primeros compost generados en las islas de compostaje comunitaria, así como, el biorresiduo y el compost generado en el reactor dinámico con la finalidad de comprobar la eficacia del tratamiento. Además, se analizaron los datos de reciclaje de las fracciones recogidas por el ayuntamiento para comprobar la viabilidad del modelo en la mejora del reciclaje del residuo municipal.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Compostaje comunitario: se tomó compost cribado por malla de 10mm de 19 islas de compostaje comunitario.

Compostaje de grandes productores: se caracterizaron los impropios en 5 muestras de biorresiduo de entrada al reactor. Se tomaron muestras del material en proceso de compostaje en 3 posiciones distintas del reactor cada dos meses (3 muestreos) y 3 muestras de salida del reactor (2 meses de permanencia). El material retirado del reactor se maduró en un compostero con riego y volteos tomando muestras a los 2 meses y 4 meses de maduración.

Los análisis fisicoquímicos y biológicos se realizaron siguiendo las especificaciones de los estándares y normativa (FCQAO, 1994; TMECC, 2002)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Compostaje comunitario. Los parámetros estudiados mostraron un correcto desarrollo del proceso de compostaje con valores adecuados para el uso de los compost como enmienda orgánica (Tabla 1), según los parámetros establecidos por la legislación en materia de productos fertilizantes y otros parámetros importantes de estabilidad y madurez. Los niveles de impropios indicaron una buena separación del biorresiduo por parte de los vecinos participantes.

Tabla 1. Parámetros de calidad de los compost comunitarios (Media N = 19)

		Límite			Clase A-B-C*
Materiales inertes >2mm (% sms)	< 0,1	< 1,5*	Cd (mg kg^{-1} sms)	0,38	0,7-2-3
Piedras > 5mm (%sms)	< 0,1	< 2*	Cu (mg kg^{-1} sms)	20,6	70-300-400
Materia orgánica (%sms)	61,8	> 35*	Ni (mg kg^{-1} sms)	30,5	25-90-100
Ratio C/N	12,3	< 20*	Pb (mg kg^{-1} sms)	8,4	45-150-200
Índice de germinación (%)	86,5	> 80**	Zn (mg kg^{-1} sms)	164,2	200-500-1000
Grado de estabilidad	IV-V	IV-V***	Hg (mg kg^{-1} sms)	0,09	0.4-1.5-2.5
Salmonella spp (en 25 g)	ausencia	ausencia*	Cr (mg kg^{-1} sms)	61,6	70-250-300
Escherichia coli (UFC g^{-1})	< 1000	< 1000 NMP*			

*RD. 506/2013, **Zucconi y col. (1981), ***TMECC (2002)

Los metales pesados Cr y Ni presentaron concentraciones más elevadas en algunos compost clasificándolos como clase B. Ansorena (2016) concluyó que el contenido en metales pesados del compost puede verse afectado por contaminación de fuentes exógenas, pudiendo ser su origen los materiales auxiliares empleados, el entorno, el proceso o el almacenamiento. Los compost analizados son los primeros obtenidos tras la puesta en marcha del compostaje comunitario (enero 2017). En general, se observa que el sistema está permitiendo la adecuada gestión del biorresiduo generado en los domicilios siendo necesario determinar la fuente de contaminación por metales pesados y continuar con la mejora continua del sistema. Se estima que, tras el primer año de implantación, el 40% de la población aporta el biorresiduo a los composteros comunitarios.

Compostaje de grandes productores. Las caracterizaciones del material de entrada al reactor dinámico mostraron que el contenido de plásticos, metales y vidrio mezclados con los biorresiduos tuvo una presencia muy baja (1% smf) procediendo a su separación durante las tareas de carga del reactor. El bajo nivel de impropios indicó una separación adecuada gracias a una buena sensibilización y concienciación de los participantes. El 62% de los biorresiduos introducidos en el reactor fueron postcocinados (restos de pan, pastas, verduras), un 26% precocinados (mondas de verduras, hortalizas y frutas) y un 12% restos de servilletas de papel. La elevada presencia de materia orgánica sometida a un proceso de cocinado facilita la biodegradación de los componentes más resistentes. Durante el compostaje en el interior del reactor (Figura 1) se alcanzaron elevadas temperaturas llegando a superar los 60ºC debido a que, como se indica en Villar y col. (2016), los volteos incrementan significativamente la duración de la fase termófila frente al mantenimiento estático del residuo y, consecuentemente, se produce una degradación de la materia orgánica más intensa. El volteo del material provocado por el giro del tambor facilitó la homogeneización del biorresiduo consiguiendo la elevación de las temperaturas hasta hacer descender la humedad a valores por debajo del 30% y los niveles de oxígeno por debajo del 5%. Estos valores tan bajos pueden provocar estrés hídrico y condiciones anóxicas para los microorganismos ralentizando el proceso e inhibiendo la degradación de los biorresiduos.

El material de salida del reactor fue un producto libre de patógenos, debido a las altas temperaturas que se alcanzaron, pero con elevado contenido en materia orgánica, inestable y con autocalentamiento al adicionar agua y oxigenarlo (Tabla 2). De esta manera, la maduración del compost fuera del reactor permitió mejorar los parámetros de calidad. En 2 meses el compost al-

canzó la estabilidad y, tras 4 meses, aumentó la mineralización de la materia orgánica alcanzando parámetros de calidad óptimos. La reducción de la materia orgánica a lo largo de la maduración, produjo un incremento en la concentración de algunos metales pesados, especialmente Ni y Cr, aunque la totalidad de las muestras se clasificaron como clase A. El material de salida del Big Hanna debe ser madurado con riegos y volteos como mínimo 2 meses para obtener un compost que cumpla los criterios de estabilidad y madurez. Además, la maduración en composteros evitó contaminaciones cruzadas y protegió el compost de lixiviaciones excesivas por precipitaciones.

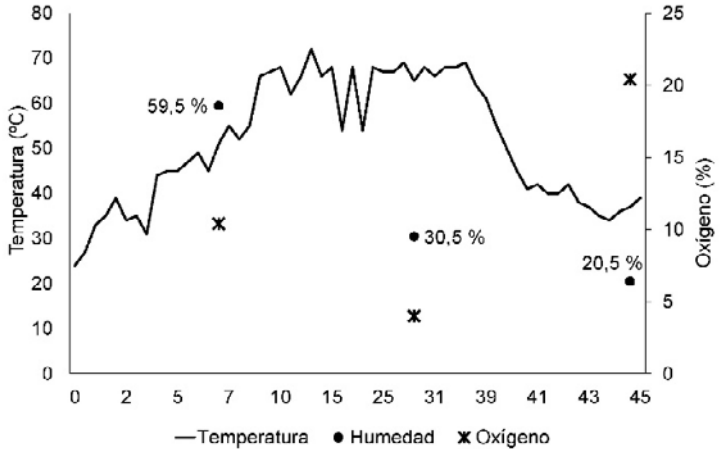


Figura 1. Temperatura, humedad y nivel de oxígeno en el interior del Big Hanna.

Tabla 2. Parámetros de calidad del material de salida del Big Hanna y el compost maduro a 2 y 4 meses.

	Salida	**2 meses**	**4 meses**	*Límite*
Materiales inertes > 2mm (% sms)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	*< 1,5**
Piedras > 5mm (%sms)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	*< 2**
Materia orgánica (%sms)	88,7	84,5	66,5	*> 35**
Ratio C/N	21,5	16,2	14,7	*< 20**
Índice de germinación (%)	77,0	77,2	87,5	*> 80***
Grado de estabilidad	II	IV	V	*IV-V****
Salmonella spp (en 25 g)	ausencia	ausencia	ausencia	*ausencia**
Escherichia coli (UFC g^{-1})	< 10	< 10	< 10	*< 1000 NMP**
Cd (mg kg^{-1} sms)	0,5	0,47	0,48	*0,7-2-3**
Cu (mg kg^{-1} sms)	20,1	21,7	19,2	*70-300-400**
Ni (mg kg^{-1} sms)	4,5	6,7	17,5	*25-90-100**
Pb (mg kg^{-1} sms)	4,3	< 4,0	< 4,0	*45-150-200**
Zn (mg kg^{-1} sms)	88,4	113	112	*200-500-1000**
Hg (mg kg^{-1} sms)	0,09	0,06	0,07	*0,4-1,5-2,5**
Cr (mg kg^{-1} sms)	8,61	12,5	35,6	*70-250-300**

*RD. 506/2013, **Zucconi y col. (1981), ***TMECC (2002).

En la Figura 2 se presentan las cantidades anuales correspondientes a las fracciones de residuos recogidos selectivamente: fracción vidrio, fracción papel-cartón y fracción envases ligeros durante el 2015, 2016 (año de implantación del modelo) y 2017. Se observó un aumento del 20,1% en la recogida de la fracción envases, un aumento del 79,5% de la fracción papel/cartón y un aumento de la recogida de la fracción vidrio en torno al 19,9% con respecto al año 2015.

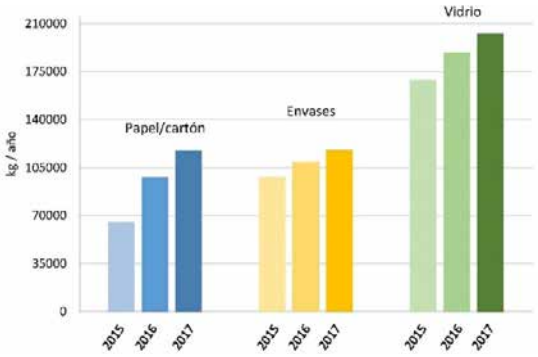


Figura 2. Evolución de la recogida de las fracciones papel/cartón, envases ligeros y vidrio.

Se contabilizó una reducción en la fracción resto del 8% con respecto al año 2015, aunque este dato es más complejo de contabilizar debido a que el residuo se recoge mancomunado con el municipio limítrofe. La reducción en la fracción resto se debe a dos fenómenos: la desviación de la fracción orgánica hacia los sistemas de compostaje implantados, junto con la recogida de la fracción vegetal generada por los vecinos, y la mejora del reciclaje de otras fracciones que se segregaban conjuntamente en la fracción resto de manera incorrecta por la ciudadanía. Así, una menor cantidad de fracción resto sale del municipio lo cual supone la reducción de los costes de transporte y los costes de tratamiento, así como, una reducción de las molestias ocasionadas a los vecinos por olores provenientes del contenedor verde y de los municipios vecinos por el paso de camiones cargados con residuos en fase de descomposición. Además, se ha producido el aumento de ingresos por la recuperación de las fracciones recogidas selectivamente.

4. CONCLUSIONES

El modelo impulsado por el Ayuntamiento de Allariz ha sido acogido satisfactoriamente por los vecinos logrando un adecuado funcionamiento del mismo. Los compost comunitarios lograron un correcto nivel de calidad mientras que el compost del reactor dinámico requiere un proceso de maduración para su uso como enmienda orgánica. La segregación y reciclaje del biorresiduo mediante compostaje y el aumento en la recogida del resto de fracciones supone un avance hacia el cumplimiento de los objetivos de la normativa y hacia la protección del medio ambiente.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ansorena J. El compost de biorresiduos. Normativa, calidad y aplicaciones. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa; 2016

FCQAO, 1994. (Federal Compost Quality Assurance Organization). Methods book for the analysis of compost. Federal Compost Quality Assurance Organization, Stuttgart.

Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2018. Borrador de anteproyecto de ley por la que se modifica la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

Real Decreto 506/2013 de 28 de junio sobre productos fertilizantes

TMECC, 2002. (Test Method for the Examination of Composting and Compost). The US Composting Council. The United States Composting Council, Amherst, Ohio (USA)

Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertold, M., 1981. Evaluating Toxicity of Immature Compost. *Biocycle* 22, 54–57.

Villar I, Alves D, Mato S., 2016. Seafood-processing sludge composting: Changes to microbial communities and physico-chemical parameters of static treatment versus for turning during the maturation stage. *Plos One*. 11:e0168590–e0168590

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al ayuntamiento de Allariz los datos facilitados para la elaboración de este estudio.

NUEVA TECNOLOGÍA DE COMPOSTAJE PARA RESIDUOS AGROALIMENTARIOS

Lorena Zajara[1], Sebastián Trinidad[2], Jesús Gil[1], Juan Ignacio Gutiérrez[1], Elena Ordiales[1]

[1]Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario Extremadura, CTAEX. Ctra. Villafranco a Balboa, km 1.2. 06195 Villafranco del Guadiana, Badajoz, lzajara@ctaex.com, [2]COMPLUS, Regeneración Ambiental, S.L. Ctra. Don Benito a Guareña, 06474 Valdetorres, Badajoz.

RESUMEN: El sector agroalimentario genera restos de cosechas y una amplia gama de subproductos procedentes de la transformación y de la comercialización, considerados biomasa y en la que destaca su fracción biodegradable. El volumen total de todos estos restos orgánicos y otras biomasas generadas se ha estimado en 159 millones de toneladas al año, incluyendo la derivada de cultivos agrícolas, la actividad forestal, la industria alimentaria o la industria de madera, del papel y del textil, los residuos animales y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Extremadura genera el 4,9 % de los residuos no peligrosos y el 6,3 % de los peligrosos del total nacional. Los subproductos de origen vegetal suponen un 7 % del nacional, siendo los predominantes la paja de cereal (1.351.399 t año^{-1}), transformados de hortalizas (123.630 t año^{-1}), retirados de hortalizas en virtud de la aplicación de la Política Agraria Común (107.559 t año^{-1}) y alperujos (101.482 t año^{-1}). En este trabajo se evalúa una tecnología innovadora para compostar residuos agroindustriales que consiste en un sistema basado en biorreactores con ventilación forzada automatizada. Los objetivos de este nuevo sistema son acortar el tiempo de obtención del compost, reducir los costes de fabricación, minimizar las pérdidas de materia orgánica y nitrógeno durante el proceso. Esta tecnología se comparará con el sistema abierto de pilas con volteo.

PALABRAS CLAVE: biorreactores, valorización, economía verde, sostenibilidad.

1. INTRODUCCIÓN

El Grupo Operativo VALORARES dirige sus esfuerzos a la “Valorización y aprovechamiento de subproductos generados en el sector agroalimentario extremeño mediante el compostaje”.

El proyecto surge de un problema grave en el día a día de las empresas extremeñas como es la generación de residuos y su gestión, unido a cuestiones medioambientales como el cambio climático, la escasez de agua, pérdida de biodiversidad, y búsqueda de fuentes de energía alternativas. El nuevo modelo productivo extremeño a alcanzar para el 2030 demanda acciones dirigidas a una economía verde y circular en continua evolución y expansión, que mejoren el nivel de vida y bienestar de la población, alineado en todo momento con la sostenibilidad del sistema.

La iniciativa se basa en dar un paso más, como es la mejora de la eficiencia en la gestión de subproductos procedentes de las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas mediante el desarrollo de novedosas técnicas de compostaje que permitan el reciclado y valorización de los mismos, produciendo compost estable de calidad que pueda ser incorporado de nuevo a la cadena productiva mediante su aplicación en vivero como parte del sustrato, en campo como enmienda orgánica o en el control de enfermedades a partir de la producción de té de compost.

El objetivo general se pretende conseguir a través del sistema de compostaje mediante biorreactores con ventilación forzada automatizado, comparándolo con los métodos tradicionales de volteo de las pilas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Formación del grupo operativo VALORARES

El grupo está constituido por actores clave en la agricultura de la región (Figura 1) como son productores, cooperativas, viverista, empresa de gestión de subproductos de industrias agroalimentarias y explotaciones agroganaderas mediante el compostaje, universidad, centro tecnológico, asesor especializado, asociación integrada por Universidades, Centros Tecnológicos y Empresas relacionadas con la gestión sostenible de residuos orgánicos, y finalmente, empresa dirigida a dar soluciones integrales para la gestión, el tratamiento y la valorización de residuos.

Figura 1. Grupo operativo VALORARES

2.2. Compostaje mediante biorreactores con ventilación forzada automatizado

La transformación de la materia orgánica en los residuos orgánicos es lenta de manera natural, por ello la importancia de la composición inicial en la mezcla de materiales en el compostaje. Sin embargo, con la incorporación de una nueva tecnología que acorte el proceso, se pretende llevar a cabo un mayor número de ciclos completos anuales, mejorando así el rendimiento de las instalaciones, lo que daría lugar a un aumento de la cantidad anual de producto final (compost), y desde el punto de vista de la gestión de residuos, incrementaría el caudal de absorción de subproductos al cabo del año, suponiendo una mejora medioambiental importante. Un proceso de compostaje bien controlado, partiendo de una correcta y equilibrada mezcla de subproductos conseguiría reducir la humedad, el peso y el volumen de los materiales orgánicos biodegradables tratados y, finalmente su transformación en un producto biológicamente estable, almacenable y transportable.

El sistema a partir de biorreactores con ventilación forzada automatizado requiere de ventiladores junto con cuadro eléctrico para la aireación forzada, tubos de ventilación forzada y aspiración, sacos para la formación de los biorreactores, mezcladora trituradora, una ensacadora y sondas para el control de temperatura (Figura 2).

Figura 2. Mezcladora de materiales (A), llenado de biorreactores (B y C) y ventiladores (D)

Figura 3. Aplicación de COBIOTEX durante la constitución de la pila.

2.3. Actividades a desarrollar

El proyecto se ha iniciado con la elaboración de un inventario de residuos orgánicos de la actividad agroindustrial en la región, su caracterización e idoneidad para compostar. Están determinándose tratamientos o procesos esenciales previos en los residuos, la eficiencia del nuevo sistema de compostaje mediante el seguimiento de los biorreactores en comparación con las pilas al aire libre y la caracterización de los compost obtenidos, evaluando diferentes mezclas de materiales, la incorporación de aceleradores de compostaje (Figura 3) y la obtención de té de compost, cuya influencia sobre enfermedades se estudiará sobre plantas en vivero. Finalmente, se evaluará la viabilidad económica del proceso y la reducción de la huella de carbono.

Por otro lado, los compost se aplicarán en sustratos en vivero, y en cultivos de olivar y tomate, incorporándose al plan de abonado para evaluar su eficacia y las mejoras en los suelos agrícolas.

3. RESULTADOS

Con la ejecución del proyecto se esperan obtener los siguientes resultados:

Tabla 1. Resultados esperados con la ejecución del proyecto.

Problemática	Ámbito de trabajo	Resultado esperado
Generación de subproductos	Residuos	Optimización en la gestión de los residuos.
	Ganadero	Incorporación de estiércol y camas de paja en el proceso de compostaje
	Industrial	Aprovechamiento de subproductos orgánicos
Escasa fertilidad de los suelos agrícolas extremeños	Agrícola	Mejora de la sanidad y del contenido en materia orgánica Mantenimiento del equilibrio húmico
Condicionalidad de la PAC en las ayudas	Agrícola	Evitar la desertización
Bajo contenido NPK de los compost Inestabilidad de los compost en el mercado	Fertilización Agrícola Comercial	Reducción de las pérdidas en nutrientes esenciales Elaboración de compost estable de calidad Suministro de minerales en cultivos
Alto grado de dispersión y confusión en las especificaciones técnicas y aplicaciones	Comercial	Determinación de la estabilidad y calidad Información comercial Asesoramiento en la aplicación
Uso excesivo de fertilizantes inorgánicos	Fertilización	Reducción de la fertilización inorgánica. Incorporación a los planes de abonado
Abuso de tratamientos pesticidas en el control de patógenos	Agrícola	Alternativa del té de compost en el control de enfermedades en vivero
Acumulación de metales pesados en los suelos y contaminaciones	Agrícola Medio ambiental Sanitario	Según el Decreto 506/2013: Obtener un compost de clase A
Emisiones olorosas durante el proceso por pérdida de nitrógeno en forma amoniacal	Medio ambiental Sanitario	Selección del proceso de compostaje y tecnología que reduzca las emisiones

4. DIVULGACIÓN

Mediante el plan de divulgación diseñado se llevará a cabo la transferencia de todos estos resultados originados a socios, cooperativistas, técnicos, estudiantes y todos aquellos interesados en el tema. Entre otras acciones de divulgación en medios de comunicación como son publicaciones en seminarios, revistas, páginas web, boletines electrónicos y APP, se organizarán jornadas de transferencia y visitas a las instalaciones de Complus, Virgen de la Estrella y Di jardín.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo está incluido en el Grupo Operativo VALORARES titulado “Valorización y aprovechamiento de subproductos generados en el sector agroalimentario extremeño mediante el compostaje”. El Grupo Operativo está constituido en base al artículo 19 del Decreto 94/2016, de 5 de julio, de la Junta de Extremadura, recibiendo cofinanciación del Fondo Europeo de Desarrollo Rural (FEADER) en un 75%, siendo el resto cofinanciado por la Junta de Extremadura en un 21,03% y el 3,97% restante por el Estado español.

OPTIMIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LODOS MEDIANTE CODIGESTIÓN CON UN SUSTRATO AGROINDUSTRIAL

Montserrat Pérez, María Luisa Muñoz, Diego Sales, Rosario Solera

Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, IVAGRO, Campus de Puerto Real Universidad de Cádiz, montserrat.perez@uca.es

RESUMEN: El objetivo principal de este trabajo es optimizar la co-digestión anaerobia mesofílica de lodos y vertidos de un matadero industrial en términos de depuración de materia orgánica y rendimiento de generación de biogás. Para ello se estudió el efecto de un aumento en la velocidad de carga orgánica (VCO) reduciendo el tiempo hidráulico de retención (THR) desde 15 a 3 días en un digestor SBR a escala de laboratorio. Los resultados experimentales indican que para los valores de THR de 5 y 4 días el consumo de materia orgánica es superior al 60% DQO y 70%SV mientras que a THR de 3 días se produce un acusado descenso en la eliminación de materia orgánica, indicativo de la desestabilización del digestor en esas condiciones. Asimismo, un incremento de carga orgánica aplicada al digestor provoca un incremento de la generación de metano superando valores de 0,2 LCH_4 $L^{-1}\cdot d^{-1}$ para los THR de 5 y 4 días. Un posterior incremento de la carga orgánica a THR 3 días supone la desestabilización del proceso, según puede observarse por la caída acusada en la producción de metano.

PALABRAS CLAVE: Co-digestión anaerobia, biogas, tiempo hidráulico de retención (THR), lodos de matadero, aguas residuales de matadero.

1. INTRODUCCIÓN

La tecnología de digestión anaerobia permite gestionar grandes cantidades de lodos de EDAR generando energía y un residuo final con fines agronómicos. La digestión anaerobia conjunta de lodos de depuradora y vertidos de la industria alimentaria presenta las ventajas de compartir instalaciones de tratamiento, unificar metodologías de gestión, reducir costes de inversión y explotación y amortiguar las variaciones temporales de composición y producción de cada residuo por separado.

La Universidad de Cádiz es un ejemplo del compromiso e interés por la valorización energética de los residuos orgánicos y lodos. Actualmente, el Grupo de Investigación Tecnología del Medio Ambiente (TEP-181 PAIDi) está desarrollando el Proyecto Europeo H2020 (Grant Agreement No. 73098), REcovery and REcycling of nutrients TURNing wasteWATER into added-value products for a circular economy in agriculture (Water2REturn) en concordancia con el tema planteado.

El objetivo principal de este trabajo es seleccionar las mejores condiciones de operación para la digestión de una mezcla de lodos de depuración de vertidos de matadero junto con los propios vertidos del matadero (50:50) en términos de generación de biogás y rendimiento de metano en un digestor secuencial anaerobio por lotes (AnSBR) en condiciones mesofílicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Alimentaciones y equipos utilizados

La experimentación se realiza en un digestor anaerobio secuencial (AnSBR) a escala de laboratorio (2 litros de volumen útil), con un ciclo de operación diario. Las etapas de funcionamiento

del proceso discontinuo se describen a continuación: llenado (1 minuto), reacción (23,5 horas), sedimentación (28 minutos) y vaciado (1 minuto). La Figura 1 presenta una imagen del digestor AnSBR.

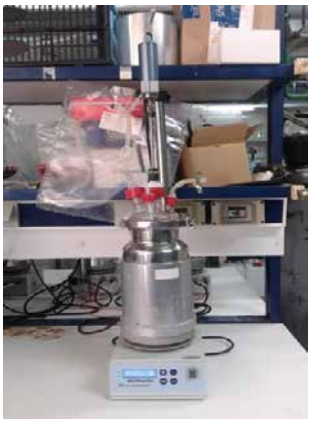


Figura 1. Digestor AnSBR a escala laboratorio utilizado en el estudio

La alimentación utilizada consiste en una mezcla 50:50 de agua bruta de matadero procedente de Matadero del Sur (Salteras-Sevilla) y el sobrenadante de lodos de matadero pre-tratados térmicamente a 120°C, suministrados por la Universidad de Sevilla. Las características de los efluentes y de la mezcla se recogen en la Tabla 1 (las medidas se realizan por triplicado y se presenta el valor medio).

Tabla 1. Principales características de las alimentaciones utilizadas.

AGUA BRUTA DE MATADERO	
DQO_total (g L^{-1})	9,10±0,09
DQO_soluble (g L^{-1})	4,47±0,03
ST (g L^{-1})	7,54±0,12
SV (g L^{-1})	3,45±0,06
SOBRENADANTE DE LODOS DE MATADERO	
DQO_total (g L^{-1})	16,20±0,15
DQO_soluble (g L^{-1})	16,01±0,18
ST (g L^{-1})	9,80±0,26
SV (g L^{-1})	8,91±0,19
MEZCLA DE AGUA BRUTA Y SOBRENADANTE DE LODOS (50:50)	
DQO_total (g L^{-1})	11,21±0,28
DQO_soluble (g L^{-1})	7,99±0,09
ST (g L^{-1})	8,58±0,12
SV (g L^{-1})	5,56±0,08

2.2. Metodología de la experimentación

Se ha procedido a estudiar el comportamiento del digestor AnSBR para diferentes cargas orgánicas aplicadas al proceso por reducción del THR desde 15 días hasta desestabilización del mismo (15-10-5-4-3 días). Las características de operación de las diferentes etapas experimentales se recogen en la siguiente Tabla 2.

Tabla 2. Características de funcionamiento de las etapas experimentales estudiadas

Tiempo de operación	THR, d	VCO ($gDQO\ L^{-1}\cdot d^{-1}$)	VCO ($gSV\ L^{-1}\cdot d^{-1}$)
1-8 d	15	0,64±0,05	0,39±0,01
9-22 d	10	1,13±0,07	0,52±0,03
23-33 d	5	2,17±0,15	1,12±0,09
34-47 d	4	2,79±0,18	1,45±0,14
48-56 d	3	4,40±0,25	1,83±0,17

La metodología analítica fue la siguiente: dos veces por semana se midieron: pH, DQO (Demanda Química de Oxígeno), TS (sólidos totales), SS (sólidos en suspensión) y Ácidos Grasos Volátiles (AGV). Diariamente se evaluó la cantidad de biogás generado y su composición (principalmente CH_4 y CO_2).

Las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo con los métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1995).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los principales resultados experimentales en relación a la eliminación de materia orgánica (medida como DQO y Sólidos) se presentan en las Figuras 2a y 2b.

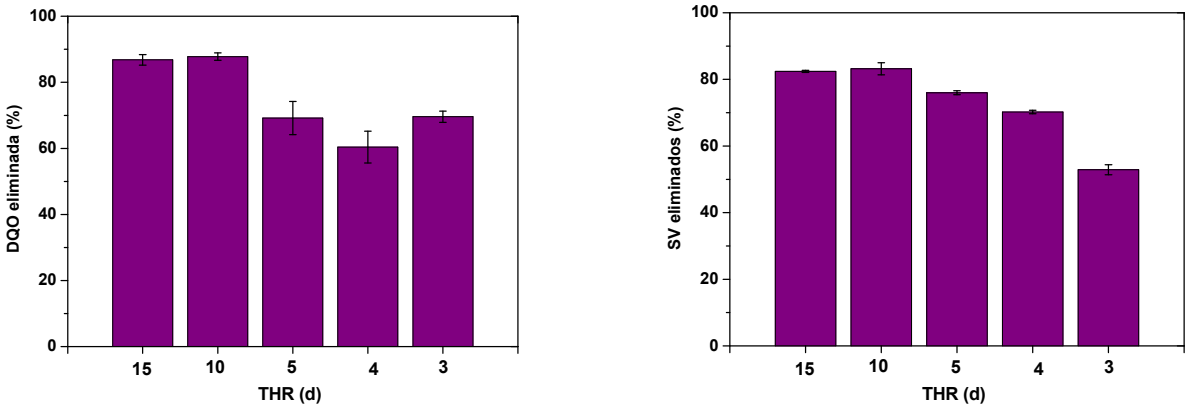


Figura 2. a) Evolución de la eliminación de DQO (%) en las diferentes etapas experimentales estudiadas; b) Evolución de la eliminación de sólidos volátiles (%) en las diferentes etapas experimentales estudiadas.

Como puede observarse, el descenso del THR aplicado al sistema provoca una disminución de la eficacia depurativa tanto en términos de DQO como de SV. Para los valores de THR 5 y 4 días el consumo de materia orgánica es superior al 60% DQO y 70%SV. El THR de 3 días provoca un descenso acusado en la eliminación de materia orgánica. No obstante, no se detectan concentraciones apreciables de AGV en ninguna etapa del proceso.

Los principales resultados experimentales en relación a la generación de metano (medida como L $L^{-1}\cdot d^{-1}$) para las diferentes condiciones de THR estudiadas se recogen en las Figuras 3a y 3b.

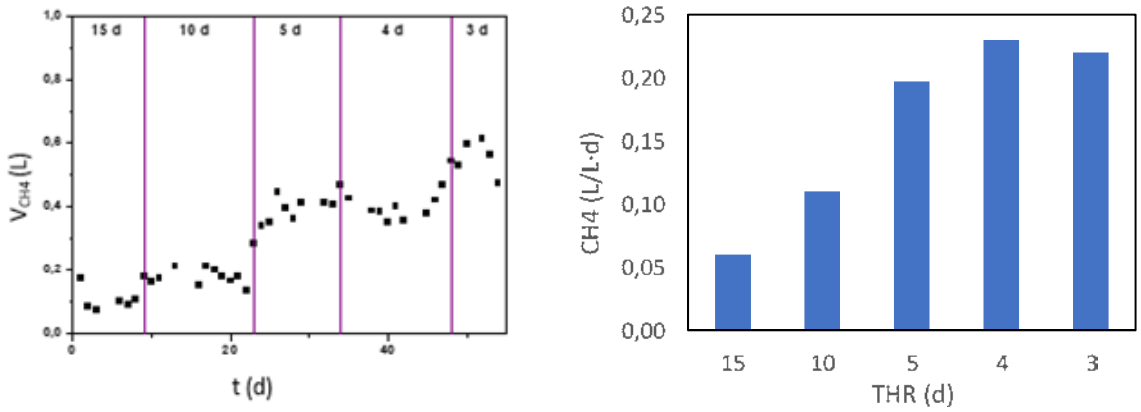


Figura 3. a) Evolución temporal de la generación de metano en las diferentes etapas experimentales estudiadas; b) Valor medio de la generación de metano para cada THR estudiado.

Como puede observarse en las figuras, el incremento de carga orgánica aplicada al digestor provoca un incremento de la generación de metano superando valores de 0,2 LCH_4 $L^{-1}\cdot d^{-1}$ para los THR de 5 y 4 días. Un posterior incremento de la carga orgánica a THR 3 días supone la desestabilización del proceso, según puede observarse por la caída acusada en la producción de metano. En general, la composición del biogás generado (%CH_4 y %CO_2) es la típica de los procesos anaerobios mesofílicos estables.

Los resultados experimentales de productividad de metano (medidos en base a la DQO y Sólidos Volátiles alimentados, LCH_4 $g^{-1}DQO_0$ y LCH_4 $g^{-1}SV_0$) para las diferentes condiciones de THR estudiados se recogen en las Figuras 4a y 4b.

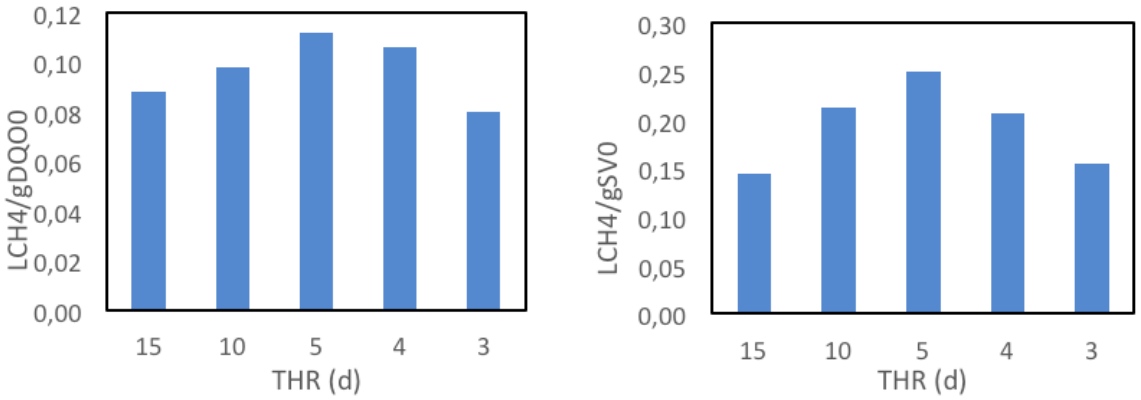


Figura 4. a) Rendimiento de metano (medido como LCH_4 $g^{-1}DQO_0$) en las diferentes etapas experimentales estudiadas; b) Rendimiento de metano (medido como LCH_4 $g^{-1}SV_0$) en las diferentes etapas experimentales estudiadas.

Como puede observarse en las figuras 4a y 4b, los mejores rendimientos de metano (medidos como $LCH_4\ g^{-1}DQO_0$ y $LCH_4\ g^{-1}SV_0$) se obtienen para THR 5 días. Un posterior incremento de carga orgánica aplicada al digestor provoca un acusado descenso en la productividad por descenso en la producción de biogas. A THR 3 días se observa la desestabilización del sistema. Estudios desarrollados por otros autores (Hamilton y Steele, 2014), utilizando un reactor a escala piloto en el tratamiento de estiércol muestran similares resultados para la eliminación de materia orgánica y producción de metano a THR de 5 días. Además, estos autores insisten en la robustez del sistema AnSBR ante fluctuaciones de temperatura, VCO o pérdidas accidentales de lodo. Asimismo, Islam y colaboradores (2011) publican la operación de una AnSBR operando con purines a THR 5 días, mostrando porcentajes de depuración de materia orgánica y fósforo superiores a 80%, aunque el sistema no es capaz de depurar más del 35% de nitrógeno amoniacal.

4. CONCLUSIONES

Los resultados experimentales indican que la codigestión anaerobia mesofílica de lodos de depuración de matadero junto con vertidos de matadero puede llevarse a cabo un digestor AnSBR (1 ciclo diario de operación) a THR comprendidos entre 5 y 4 días con altos porcentaje de depuración de DQO y SV y elevadas producciones de biogás. Así, para cargas orgánicas entre 2,17-2,79 gDQO L^{-1}digestor·d^{-1} (1,12-1,45 gSV L^{-1}digestor·d^{-1}) los porcentajes de depuración son superiores al 60% DQO y 70% SV. Para este rango de cargas orgánicas, los volúmenes de biogás generados son del orden de 0,55 Lbiogas L^{-1}·d^{-1}, con porcentajes de metano del 75%.

5. BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WEF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. Washington, DC, New York, USA

Hamilton D.W., Steele M.T., 2014. Operation and performance of a farm-scale anaerobic sequencing batch reactor treating dilute swine manure. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 57(5), 1473-1482.

Islam M.I., Park K.J., Alam Md. J., 2011. Treatment of Swine Wastewater using Sequencing Batch Reactor. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, 4 (2), 47-53.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto Europeo H2020 (Grant Agreement No. 73098), REcovery and REcycling of nutrients TURNing wasteWATER into added-value products for a circular economy in agriculture (Water2REturn).

PERSPECTIVAS FUTURAS DEL USO DE MICROALGAS EN LA OBTENCIÓN DE COMPOST *A LA CARTA*

Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, fsuarez@ual.es

RESUMEN: La mejora de las condiciones biológicas del suelo mediante la inoculación con microalgas podría dar como resultado una mejora de la emergencia de plántulas, el control de microorganismos fitopatógenos, así como el aumento de la actividad enzimática del suelo. En consonancia con este planteamiento, el objetivo principal del presente trabajo se centra en la posibilidad de incrementar la calidad de un compost elaborado a partir de restos vegetales mediante la preparación de mezclas a base de microalgas, lo que podría suponer un valor añadido para este tipo de enmiendas orgánicas.
Para ello, con objeto de seleccionar una o más microalgas que sirvieran como componente importante de los materiales de partida en procesos de compostaje, se determinó el potencial fitotóxico o fitoestimulante de 29 extractos de microalgas eucariotas procedentes de la Colección de cultivos de algas de Mosonmagyaróvár (MACC, Hungría), en semillas de berro. Así mismo, se cuantificó la producción de ácido salicílico y citoquininas mediante test ELISA. Entre las microalgas de mayor interés fueron seleccionadas algunas cepas pertenecientes a los géneros *Chlorella, Scenedesmus* y *Chlamydopodium*.

PALABRAS CLAVE: fitohormonas, promoción del crecimiento vegetal, fitoestimulación, Índice de Germinación.

1. INTRODUCCIÓN

Existe un creciente interés en el papel que las algas pueden jugar en la generación de combustibles renovables, alimentos y otros materiales. Las algas son un grupo de organismos fotoautótrofos uni o multicelulares, capaces de fijar el CO_2 atmosférico para su propio crecimiento y la producción de compuestos que se almacenan intracelularmente (Chisti, 2007). Muestran una enorme eficiencia fotosintética y producen moléculas bioactivas de enorme interés en agricultura, tales como fitohormonas, aminoácidos, vitaminas, ácidos grasos, o diversas sustancias antimicrobianas, entre otras (Mata y col., 2010). Sin embargo, el crecimiento incontrolado de algas en entornos naturales y artificiales puede suponer un grave problema medio ambiental (Liu y col., 2009).

En numerosas ocasiones, los residuos procedentes del cultivo o la proliferación de algas se han aplicado directamente para mejorar las características de los suelos agrícolas así como por su capacidad fertilizante. Sin embargo, actualmente se considera el compostaje como una tecnología adecuada para llevar a cabo la estabilización de este tipo de residuos, mejorando las estrategias de aplicación que se han aplicado tradicionalmente.

El compostaje es un proceso aeróbico mediante el cual el carbono orgánico es oxidado a CO_2. Durante el proceso se lleva a cabo la descomposición biológica y la estabilización de sustratos orgánicos bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas como resultado de la actividad biológica que se produce en los materiales de partida, y deriva en un producto final estable y maduro, denominado compost. El compostaje es ampliamente utilizado en la gestión diversos restos orgánicos, tales como los procedentes de basuras domésticas, restos agroindustriales o vegetales, así como otros más complejos como los lodos de depuradora. Sin embargo, aunque se

ha descrito la capacidad fertilizante del compost de algas, realmente existe un número muy escaso de trabajos científicos que describan el proceso de forma detallada (Eyras y col., 2008).

En contraste con la abundante literatura relacionada con el compostaje de macroalgas, son pocas las publicaciones sobre compostaje de microalgas, a excepción de algunos estudios acerca del uso de microalgas eucariotas como *Chlorella* spp. (Kitano y col., 1998) o, recientemente, de algunas cianobacterias (Ren y col., 2012; Wang y col., 2009).

En base a lo indicado anteriormente el objetivo principal de este trabajo fue determinar la idoneidad de determinadas microalgas eucariotas como *Chorella* spp. o *Scenedesmus* spp. para ser integradas en procesos de compostaje, con objeto de mejorar el desarrollo del proceso, así como para incrementar la calidad del producto final desde el punto de vista fertilizante y fitoestimulante.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras de microalgas evaluadas fueron proporcionadas por la Colección de Algas de Mosonmagyaróvár (MACC, Hungría) en forma de biomasa liofilizada. En la Tabla 1 se indica las especies de microalgas analizadas, todas ellas eucariotas y aisladas de agua dulce.

Tabla 1. Colección de microalgas evaluadas

	Código	Identificación
Colección de Cultivos de Algas de Mosonmagyaróvár, Hungría (MACC)	MACC-1	*Chlorella vulgaris*
	MACC-3	*Chlorella pyrenoidosa*
	MACC-6	*Scenedesmus capitatus*
	MACC-302	*Scenedesmus sp.*
	MACC-313	*Chlorella sp.*
	MACC-361	*Chlorella minutissima*
	MACC-400	*Chlorella sp.*
	MACC-409	*Scenedesmus sp.*
	MACC-411	*Scenedesmus sp.*
	MACC-430	*Chlamydopodium fusiforme*
	MACC-436	*Scenedesmus quadricauda*
	MACC-438	*Chlorella sp.*
	MACC-472	*Chlorella sp.*
	MACC-493	*Scenedesmus quadricauda*
	MACC-519	*Chlorella sp.*
	MACC-551	*Scenedesmus acutus*
	MACC-568	*Chlorella sp.*
	MACC-677	*Scenedesmus acutus*
	MACC-721	*Scenedesmus soli*
	MACC-742	*Scenedesmus pannonicus*
	MACC-755	*Chlorella vulgaris*

Los extractos de microalgas para la realización de los ensayos de fitotoxicidad y producción de fitohormonas fueron previamente sometidos a un proceso de sonicación (Sonicador Branson 150, Amplitud 40%, 30 segundos). El efecto fitotóxico sobre semillas de berro se ensayó con unas concentraciones de materia seca de 2 y 0,5 mg MS mL^{-1}, mediante la técnica descrita por Zucconi (1981), mientras que los extractos para cuantificación de ácido salicílico (AS) y citoquininas (CKs) fueron preparados a la concentración de 100 y 25 mg MS mL^{-1}, respectivamente. La cuantificación de ambas fitohormonas se llevó a cabo mediante tests de inmunodiagnóstico (Plant Cytokinin CYT ELISA Kit, MyBiosource ref. MBS269996; Plant Salicylic acid SA ELISA Kit, MyBiosource ref. MBS9314138). La absorbancia de las muestras se realizó finalmente a una longitud de onda de 450 nm, en un espectrofotómetro Thermo Scientific Multiskan FC.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la vista de los resultados obtenidos, se puede afirmar que los extractos de microalgas a concentraciones en torno a 0,5 mg MS mL^{-1} mostraron un nivel de fitotoxicidad bajo o nulo, en función de la especie utilizada; sin embargo, concentraciones de extracto superiores resultaron ser, en algunos casos, extremadamente fitotóxicas (Figura 1A y 1B). Las muestras MACC-1 (*Chlorella vulgaris*), MACC-302 (*Scenedesmus* spp.) y MACC-436 (*Scenedesmus quadricauda*), resultaron ser las menos fitotóxicas, mostrando Índices de Germinación superiores al 90%. Los cultivos de microalgas pueden contener un elevado contenido en metales pesados, principalmente cadmio, así como la presencia de toxinas específicas. Sin embargo, existen estudios que corroboran que en el compost de algas se presentan bajos niveles de metales pesados, lo que parece deberse a distintas interacciones que ocurren entre la materia orgánica y la biomasa algal (Illera-Vives y col., 2013). En función de los resultados obtenidos, se puede determinar que el posible carácter fitotóxico de los extractos de microalgas analizadas en este estudio puede desaparecer a concentraciones de biomasa de algas por debajo de 0,5 mg MS mL^{-1}. Por tanto, los bioensayos de fitotoxicidad serán básicos a la hora de determinar si un determinado compost elaborado a base de microalgas puede resultar adecuada para ser aplicado en agricultura.

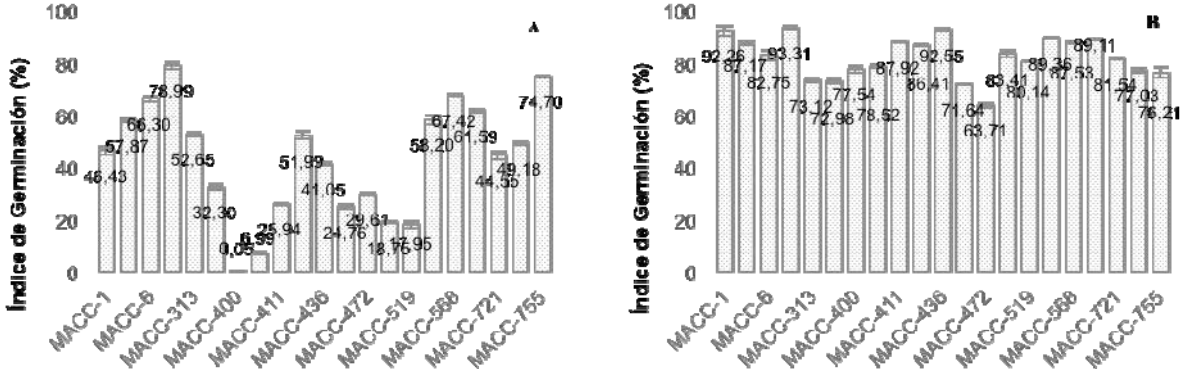


Figura 1. Efecto de la aplicación de extractos de microalgas sobre el Índice de Germinación en semillas de berro. A) Efecto del extracto a dosis de 2 mg MS mL^{-1}; B) Efecto del extracto a dosis de 0,5 mg MS mL^{-1}

Por otro lado, se investigó la capacidad de la colección de microalgas para producir fitohormonas, concretamente ácido salicílico y citoquininas. Las cepas MACC-302 (*Scenedesmus* spp.), MACC-409 (*Scenedesmus* spp.) y MACC-436 (*Scenedesmus quadricauda*), destacaron

en relación a la cantidad de salicílico detectada en los extractos analizados (Figura 2A), mientras que las cepas MACC-430 (*Chlamydopodium fusiforme*) y MACC-551 (*Scenedesmus acutus*), destacaron por su capacidad para producir citoquininas (Figura 2B).

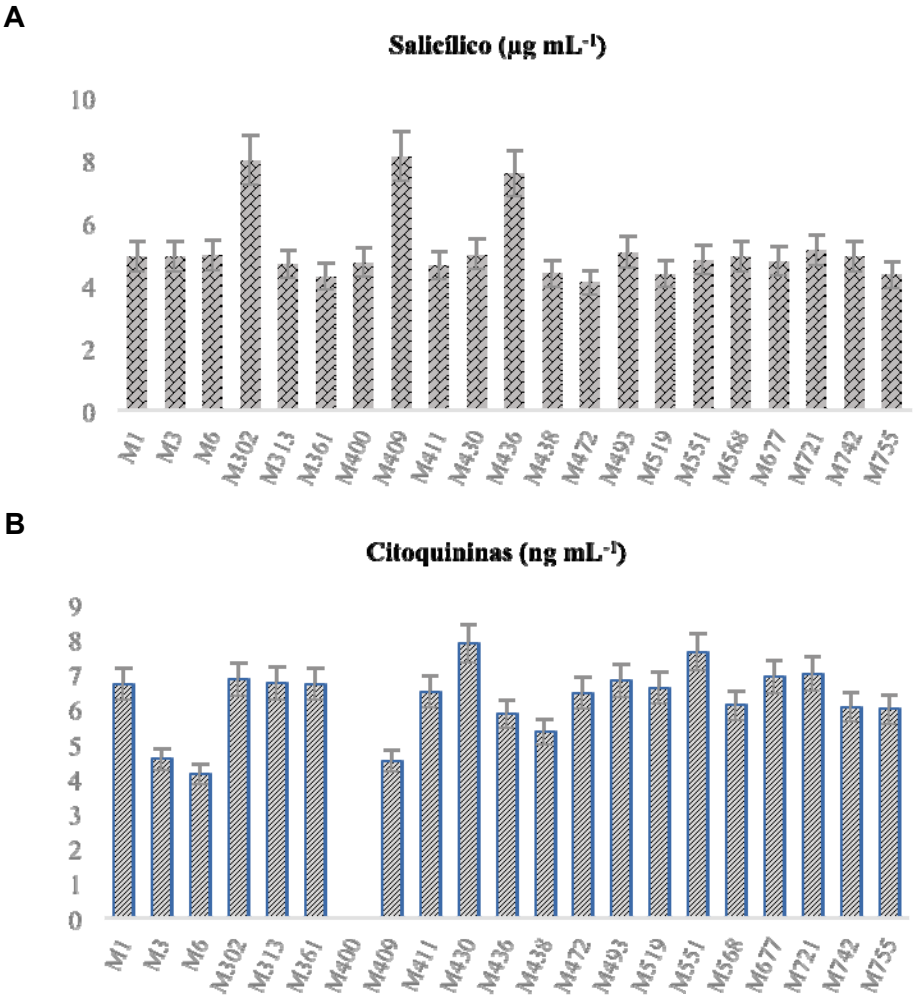


Figura 2. Cuantificación de fitohormonas a partir de extractos de microalgas. A) Producción de ácido salicílico (µg mL^{-1}); B) Producción de citoquininas (ng mL^{-1}).

La producción de citoquininas por parte de microalgas (cianobacterias o microalgas eucariotas) ha sido ampliamente descrita (Lu y Xu, 2015). Las citoquininas ejercen un importante papel sobre la regulación de los procesos fisiológicos en plantas, estimulan el progreso del ciclo celular y ayudan en la respuesta frente al estrés de carácter abiótico. Por otro lado, la producción de ácido salicílico por parte de microalgas puede estar relacionada con la activación de los mecanismos de resistencia vegetal vía-salicílico, lo que resulta de un enorme interés desde el punto de vista del control de enfermedades vegetales.

Los resultados obtenidos apoyan la idea de la aplicación de biomasa algal en procesos de compostaje, concretamente de *Chorella* spp., *Chlamydopodium* y especialmente de *Scenedesmus* spp., ya que supondrían un valor añadido al producto final gracias al aporte de sustancias fitoestimulantes y otras sustancias bioactivas implicadas en el control biológico de enfermedades vegetales.

4. CONCLUSIONES

El gran potencial de las microalgas para ser introducidas en procesos de compostaje viene determinado por el hecho de que son excelentes "factorías" de moléculas bioactivas de enorme repercusión en el campo de la agricultura. Gracias a este trabajo se abren líneas interesantes en el campo del compostaje, ya que la integración de este grupo microbiano en la producción de compost podría influir significativamente en la mejora del proceso, así como en la calidad del producto final.

5. BIBLIOGRAFÍA

Chisti Y., 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnol. Adv*. 25, 294-306.

Eyras M.C., Defosse G.E., Dellatorre F., 2008. Seaweed compost as an amendment for horticultural soils in Patagonia, Argentina. *Compost Sci. Utiliz*. 16, 119-124.

Han W., Clarke W., Pratt S., 2014. Composting of waste algae: a review. *Waste Manage*. 34, 1148-1155.

Illera-Vives M., Labandeira S.S., López-Mosquera M.E., 2013. Production of compost from marine waste: evaluation of the product for use in ecological agriculture. *J. Appl. Phycol*. 25, 1395-1403.

Kitano M., Yoshida T., Maeda K., Matsukawa R., Hasebe Y., Uchiyama S., Karube I., 1998. Degradation of *Chlorella* cells during composting. *J. Biotechnol*. 66, 187-193.

Liu D.Y., Keesing J.K., Xing Q.U., Shi P., 2009. World's largest macroalgal Bloom caused by expansion of seaweed aquaculture in China. *Mar. Pollut. Bull*. 58, 888-895.

Lu Y., Xu J., 2015. Phytohormonas y microalgae: a new opportunity for microalgae biotechnology?. *Trends Plant Sci*. 5, 273-282

Mata T.M., Martins A.A., Caetano N.S., 2010. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. *Renew. Sust. Energ. Rev*. 14, 217-232.

Ren Y., Cui C., Liu F., Zhan X., Zhou L., 2012. Study on composting of cyanobacteria amended with different N loss inhibitor. *Chin. J. Environ. Sci.* 33, 1760-1766.

Wang L., Xie L., Yang G., Yan Q., Ruan W., 2009. Impact of different bulking agents and compound microbial inoculant on blue algae composting. *Chin. J. Environ. Eng.* 12, 2261-2265

Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M., 1981. Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 22, 54-57.

6. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada con fondos europeos correspondientes al Programa H2020 (SABANA, propuesta 727874, H2020-BG-2016-2017).

POTENCIAL APLICACIÓN DE CIANOBACTERIAS PARA LA ECO-HIGIENIZACIÓN DE COMPOST ELABORADO CON RESTOS VEGETALES

Ana Toribio Gallardo, Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, atoribio@ual.es

RESUMEN: Las cianobacterias se utilizan cada vez más como biofertilizantes en agricultura debido a su papel en la fijación del nitrógeno atmosférico, la mejora de las propiedades físicas y químicas del suelo y la capacidad de competir con la microbiota nativa. Adicionalmente, son productoras de una gran cantidad de sustancias biológicamente activas que pueden desempeñar un papel potencial en la protección de los cultivos. Teniendo en cuenta que, durante el proceso de compostaje de restos vegetales, el control de agentes fitopatógenos ocurre tanto por causas de origen biótico como abiótico, el objetivo principal del presente trabajo, fue seleccionar una o más cepas de cianobacterias que pudieran ser aplicadas como inoculantes microbianos, para mejorar las características higiénicas del compost, así como la capacidad supresora del mismo. Para ello, se determinó el potencial de 31 cepas de cianobacterias procedentes de las colecciones de algas de agua dulce, MACC (Mosonmagyaróvár Algal Culture Collection, Hungría) y de agua salada, BEA (Banco Español de Algas, España), para controlar el crecimiento *in vitro* de patógenos vegetales bacterianos y fúngicos. Así mismo, se cuantificó la producción de ácido salicílico (mediante test ELISA) a partir de aquellas cepas que destacaron por su especial efecto biopesticida. Entre las cianobacterias más interesantes fueron seleccionadas algunas cepas pertenecientes a los géneros *Nostoc, Tolypothrix, Anabaena, Phormidium, Calothrix* y *Leptolyngbia.*

PALABRAS CLAVE: higienización, cianobacterias, control biológico, ácido salicílico.

1. INTRODUCCIÓN

Se ha comprobado que el compost, además de su utilidad como fertilizante natural y como estructurante del suelo, puede presentar cierta capacidad biocontroladora frente a distintos fitopatógenos, por lo que también sería de utilidad en la lucha contra determinadas enfermedades vegetales. Este control viene dado principalmente por la actividad antagónica de los microorganismos que están presentes en el producto (Trillas-Gay y col., 2014).

Estudios relacionados con la actividad biológica de las cianobacterias, han puesto de manifiesto la capacidad de este grupo para producir sustancias antimicrobianas (Ordog y col., 2004). Sin embargo, son pocas las publicaciones sobre compostaje de microalgas, a excepción de algunos estudios acerca del uso de microalgas eucariotas como *Chlorella* spp. (Kitano y col., 1998) o algunas cianobacterias (Ren y col., 2012).

Las respuestas de las plantas contra el ataque de patógenos pueden derivar en cambios importantes en los niveles de varias fitohormonas, dentro de las cuales el ácido salicílico (AS) juega un papel importante. La participación del AS como una molécula de señalización en plantas, específicamente durante las reacciones de defensa en contra de patógenos, ha sido muy estudiada. En este sentido, Gómez y col. (2016) describieron la capacidad de determinadas

microalgas para producir ácido salicílico en respuesta al daño producido por estrés de carácter abiótico (radiación UV, variación de temperatura, iluminación excesiva, entre otros).

En función de lo indicado anteriormente, en este estudio se pretende poner de manifiesto el poder antagónico de 31 cepas de cianobacterias frente a hongos, oomicetos y bacterias fitopatógenas que podrían estar presentes en el compost elaborado con restos vegetales. Adicionalmente, se analizará la capacidad de las mismas para producir ácido salicílico. El objeto final de esta investigación está dirigido a la integración de este grupo microbiano en procesos de compostaje, de modo que se incremente la calidad de los productos finales, desde un punto de vista sanitario y agronómico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del ensayo de antagonismo, se partió de 31 cepas de cianobacterias (Tabla1), proporcionadas por la Colección de Algas de Mosonmagyarovar (MACC, Hungría) y el Banco Español de Algas (BEA, España). Los extractos acuosos de las microalgas se obtuvieron a partir de material liofilizado (10 mg mL^{-1}) y sometido a ultrasonidos (Sonicador Branson 150, Amplitud 40%, 3 min). Una vez obtenidos los extractos de microalgas, se enfrentaron *in vitro* a bacterias y hongos fitopatógenos, mediante la técnica de cultivo dual, siguiendo el protocolo descrito por Suárez-Estrella y col. (2014, 2018). Los agentes fitopatógenos empleados fueron los hongos *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*, *Rhizoctonia solani*, los oomicetos *Pythium ultimun* y *Phytophthora capsici*, y las bacterias *Xanthomonas campestris* y *Clavibacter michiganensis* susp. *michiganensis*. Todas las cepas fueron proporcionadas por la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT). La inhibición del crecimiento de los patógenos se midió tras 48 h en el caso de las bacterias y *P. ultimun*, 3 días en el caso de *R. solani* y 7 días en el caso de *F. oxysporum* f.sp. *melonis* y *P. capsici*.

Con respecto al ensayo de detección de ácido salicílico a partir de los extractos de microalgas, éstos se prepararon a una concentración de 100 mg de microalga liofilizada / mL de tampón fosfato (PBS). Su cuantificación se llevó a cabo mediante el test de inmunodiagnóstico Plant Salicylic acid SA ELISA Kit (MyBiosource ref. MBS9314138). La medida de absorbancia de las muestras se realizó a una longitud de onda de 450 nm, en un espectrofotómetro Thermo Scientific Multiskan FC (Sensibilidad del kit: 0,1µg mL^{-1}; Rango de detección: 0,5 µg mL^{-1}-16u µg mL^{-1}).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las microalgas se emplean en diversas partes del mundo para el tratamiento de aguas residuales, para eliminar nutrientes en efluentes de residuos porcinos, así como para eliminar metales pesados o compuestos tóxicos orgánicos en aguas contaminadas. Su amplia diversidad, su origen biológico, les permite adaptarse a un gran número de ambientes. También está ampliamente descrita la capacidad de algunas especies de microalgas para producir sustancias antimicrobianas, así como otras sustancias bioactivas que poseen un efecto estimulador del crecimiento vegetal, o incluso inductor de la resistencia en plantas (Ordog y col., 2004). Por tanto, no es de extrañar que, en las últimas décadas, la investigación de las microalgas como potentes agentes de control biológico en agricultura se encuentre en auge. De hecho, desde un punto de vista microbiológico, resultaría de enorme interés la integración de este grupo microbiano en procesos de compostaje de restos vegetales ya que, dicha práctica, podría considerarse un valor añadido en relación a la inocuidad de los compost que, finalmente, van a ser aplicados en agricultura.

Tabla 1. Efecto antagonista de los extractos de microalgas frente al crecimiento de agentes fitopatógenos in vitro (PU: *P. ultimun*; FOM: *F. oxysporum* f.sp. *melonis*; PCAP: *P. capsici*; RS: *R. solani*; CMM: *C. michiganensis* subsp. *michiganensis*; XC: *X. campestris; ** I: porcentaje de inhibición del crecimiento del patógeno con respecto a un cultivo control)

Código	Identificación	% I* *vs* PU	% I vs FOM	% I vs PCAP	% I vs RS	% I vs CMM	% I vs XC
MACC-128	*Trichormus variabilis*	—	—	28,6 ± 3,2	—	—	—
MACC-132	*Nostoc muscorum*	—	—	26,7 ± 4,3	10,0 ± 7,4	—	—
MACC-134	*Trichormus variabilis*	42,9 ± 2,5	10,4 ± 5,1	22,2 ± 3,2	31,7 ± 0,1	-	-
MACC-150	*Nostoc calcicola*	41,7 ± 4,1	—	—	21,1 ± 4,9	—	21,1 ± 0,1
MACC-189	*Nostoc muscorum*	—	—	23,2 ± 0,5	27,6 ± 0,8	—	—
MACC-205	*Tolypothrix tenuis*	—	—	24,9 ± 1,8	23,5 ± 0,1	—	—
MACC-221	*Trichormus variabilis*	—	—	—	33,5 ± 2,5	—	—
MACC-251	*Nostoc calcicola*	-	36,6 ± 0,9	33,9 ± 0,8	30,5 ± 1,6	-	22,2 ± 0,1
MACC-304	Trichormus variabilis	—	—	37,4 ± 1,5	32,9 ± 1,6	—	—
MACC-307	*Anabaena cylindrica*	—	—	14,2 ± 4,6	23,5 ± 8,3	—	—
MACC-405	*Calothryx sp.*	—	7,1 ± 5,3	29,3 ± 8,1	20,0 ± 0,1	—	—
MACC-465	*Tolypothrix* sp.	50,5 ± 1,6	40,5 ± 2,2	55,3 ± 1,4	34,7 ± 0,8	-	-
MACC-612	*Nostoc piscinale*	—	24,9 ± 8,9	27,6 ± 0,5	29,4 ± 0,1	—	—
MACC-661	*Nostoc insulare*	—	—	—	32,9 ± 1,6	—	—
MACC-683	*Nostoc muscorum*	41,7 ± 0,8	—	14,2 ± 0,3	29,4 ± 0,1	15,5 ± 0,1	—
BEA-866	*Anabaena* sp.	48,2 ± 0,8	33,8 ± 6,5	13,1 ± 3,9	34,1 ± 1,1	—	—
BEA-912	*Anabaena sp.*	14,2 ± 3,3	38,4 ± 0,1	28,0 ± 3,9	12,4 ± 3,2	—	—
BEA-974	*Cyanobacteria sp.*	10,1 ± 0,8	14,6 ± 1,1	—	13,1 ± 0,1	—	—
BEA-1211	*Dolichospermum sp.*	—	15,3 ± 0,1	—	14,7 ± 4,3	—	—
BEA-1267	*Leptolyngbya* sp.	4,1 ± 0,8	13,8 ± 0,1	6,5 ± 2,6	11,6 ± 2,1	20,0 ± 0,1	—
BEA-1269	*Leptolyngbya sp.*	—	13,1 ± 3,2	22,4 ± 1,3	11,6 ± 0,1	—	—
BEA-1300	*Nodularia sp.*	—	16,9 ± 2,1	11,2 ± 3,9	5,4 ± 0,1	—	—
BEA-1356	*Nostoc sp.*	—	17,6 ± 1,1	21,5 ± 5,2	13,9 ± 1,1	—	—
BEA-1572	*Trichormus sp.*	—	21,5 ± 4,3	19,6 ± 7,9	13,1 ± 0,1	—	—
BEA 0070B	*Gloeocapsa sp.*	—	—	19,1 ± 5,1	—	—	—
BEA 1579B	*Synechococcus sp.*	—	—	—	—	—	—
BEA 1328B	*Lyngbya sp.*	—	30,3 ± 16,4	—	—	—	—
BEA 0880B	*Phormidium ambiguum*	—	—	31,5 ± 4,2	—	—	—
BEA 0450B	*Leptolyngbya sp.*	—	—	2,3 ± 1,6	—	—	—
BEA 0797B	*Calothrix scopulorum*	—	—	2,9 ± 0,8	—	—	—
BEA 0313B	*Chrysoreinhardia sp.*	—	—	5,3 ± 2,5	—	—	—

El control biológico mediante el uso de microorganismos se ha convertido en una alternativa en el tratamiento de patógenos de plantas, siendo considerado como una de las prácticas más eficientes y ecológicamente sanas en el desarrollo de una agricultura sostenible (Franco-Correa, 2009). Algunos de los microorganismos aplicados de forma tradicional en el control de agentes fitopatógenos pertenecen a los géneros *Streptomyces, Pseudomonas, Agrobacterium* y *Bacillus* (Whipps, 2001), aunque a la vista de los resultados obtenidos, las microalgas del grupo de las cianobacterias podrían ocupar un lugar muy importante en este tipo de prácticas agrícolas.

En la Tabla 1, se puede observar que una gran proporción de los extractos de microalgas analizados ejercen un control del crecimiento sobre los oomicetos y hongos seleccionados como fitopatógenos. De este modo, el 75% y el 80% de las cepas testadas fueron antagonistas frente a *R. solani* y *P. capsici*, respectivamente, mientras que la proporción fue menor frente al crecimiento de *F. oxysporum* y *P. ultimun*, (48% y 26%, respectivamente). A la vista de los resultados mostrados en la Tabla 1, salta a la vista que las bacterias fitopatógenas seleccionadas fueron menos susceptibles al efecto antagonista de los extractos de microalgas analizados. Destacan siete de las cepas testadas (en gris), MACC-134, MACC-251, MACC-465, MACC-683, BEA-866, BEA-912 y BEA-1267, por presentar un amplio espectro de inhibición frente a los patógenos ensayados, mostrando en algunos casos niveles de inhibición del crecimiento superiores al 50%.

Por otro lado, la producción de ácido salicílico por parte de microalgas puede estar relacionada con la activación de los mecanismos de resistencia vegetal vía-salicílico, lo que resulta de un enorme interés desde el punto de vista del control de enfermedades vegetales. Como se muestra en la Figura 1, la concentración de ácido salicílico (AS) detectada a partir de los extractos de microalgas estuvo comprendida entre 2-9 µg mL^{-1}. Aquellas cepas marcadas con un asterisco, fueron las que mostraron una mayor producción de esta fitohormona, MACC-612, BEA-1267, BEA-0880B, BEA-0797B y BEA-0313B.

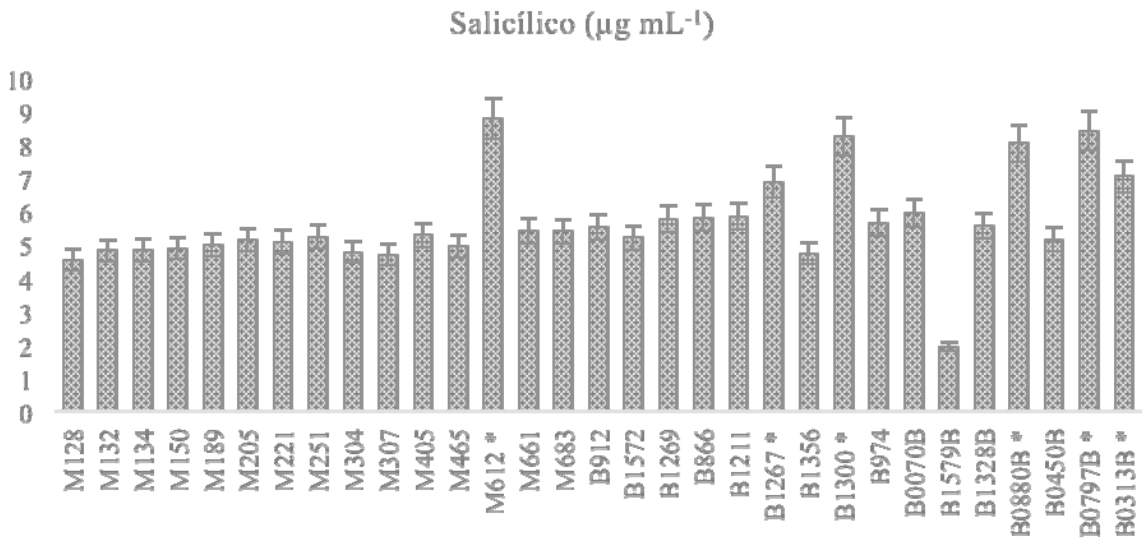


Figura 1. Cantidad total de Ácido Salicílico (AS) medida en (µg mL^{-1}) determinados en el extracto de microalgas obtenidos por diferentes métodos.

4. CONCLUSIONES

La integración del grupo de las cianobacterias en procesos de compostaje podría suponer un incremento notable en la calidad de los productos finales en lo referente a su capacidad supresi-

va frente a patógenos vegetales. Destacan en este trabajo la cepa BEA-1267 (Leptolyngbya sp.), por su amplio espectro antagonista, así como por su capacidad para producir ácido salicílico. Junto con esta cepa, algunas otras pertenecientes a los géneros *Nostoc*, *Tolypothrix* o *Anabaena* mostraron un importante potencial para ser aplicadas en procesos de compostaje como agentes de control biológico, pudiendo influir así en la mejora del proceso, así como en la calidad del producto final.

5. BIBLIOGRAFÍA

Franco-Correa M., 2009. Utilización de los actinomicetos en procesos de biofertilización. *Rev. Peru. Biol*. 16(2), 239-242.

Gómez A.L., López J.A., Rodríguez A., Fortiz, J., Martínez L.R., Apolinar A., Enríquez L.F., 2016. Producción de compuestos fenólicos por cuatro especies de microalgas marinas sometidas a diferentes condiciones de iluminación. *Lat. Am. J. Aquat. Res*. 44(1), 137-143.

Kitano M., Yoshida T., Maeda K., Matsukawa R., Hasebe Y., Uchiyama S., Karube I., 1998. Degradation of *Chlorella* cells during composting. *J. Biotechnol*. 66, 187-193.

Ördög V., Stirk W. A., Lenobel R., Bancířová M., Strnad M., Van Staden J., Szigeti J., Németh L., 2004. Screening microalgae for some potentially useful agricultural and pharmaceutical secondary. *J Appl. Phycol*. 16 (4), 309-314.

Ren Y., Cui C., Liu F., Zhan X., Zhou L., 2012. Study on composting of cyanobacteria amended with different N loss inhibitor. *Chin. J. Environ. Sci*. 33, 1760-1766.

Sánchez San Fulgencio N., Suárez-Estrella F., López M., Jurado M., López-González J., Moreno J., 2018. Biotic aspects involved in the control of soilborne phytopathogens during composting of plant waste: the role of *Geobacillus thermodenitrificans* against damping-off producing agents. *Biol. Control*. 124, 82-91.

Suarez-Estrella F., Ros M., Vargas García M., López M., Moreno J., 2014. Control of *Xanthomonas campestris* pv. *Vesicatoria* using agroindustrial waste-based compost. *J. Plant Pathol*. 96, 243-248.

Trillas-Gay M.I., Avilés M., Suárez-Estrella F., Moreno J., 2014. *De residuo a recurso: el camino hacia la sostenibilidad*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.124 pp.

Whipps J.M., 2001. Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere. *J. Experimental Bot*. 52(1), 487-511.

6. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada con fondos europeos correspondientes al Programa H2020 (SABANA, propuesta 727874, H2020-BG-2016-2017).

PRODUCCIÓN DE HIDROCOMPOST EN EL MARCO DE UNA BIORREFINERÍA

Joaquín Moreno, María J López, Macarena M Jurado, Juan López-González, Francisca Suárez-Estrella

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España, jcasco@ual.es

RESUMEN: Una biorrefinería integra procesos en cascada de conversión de biomasa, preferentemente residuos orgánicos, para producir energía, combustibles y tantos productos como sea posible desde el punto de vista técnico y económico. Con esta filosofía, en el proyecto H2020 Agrimax se está desarrollando la obtención de múltiples productos a partir de restos vegetales y residuos de industrias agroalimentarias en dos biorrefinerías y se validarán las aplicaciones de los distintos biocompuestos generados para la obtención de energía, envases, compuestos químicos de base y productos alimenticios y agrícolas. Uno de los productos de valor añadido incorporados a la biorrefinería en el marco de las aplicaciones en agricultura es el hidrocompost, fertilizante líquido rico en sustancias húmicas obtenido mediante hidrólisis alcalina del compost. En este trabajo se describe la integración de un módulo de producción de hidrocompost en una biorrefinería que procesará residuos del cultivo y transformación de tomate. Este módulo se encuentra acoplado a un proceso de compostaje e incluye un reactor para la hidrólisis alcalina, un decantador, un concentrador y dispositivos para ajuste de las características del producto final. La implementación de este proceso permitirá ampliar el rango de productos generados por la biorrefinería en el ámbito de las aplicaciones en agricultura.

PALABRAS CLAVE: Agrimax, Sustancias húmicas, fertilizante, hidrólisis alcalina.

1. INTRODUCCIÓN

Una biorrefinería integra procesos en cascada de conversión de biomasa, preferentemente residuos orgánicos, para producir energía, combustibles y tantos productos como sea posible desde el punto de vista técnico y económico. Con esta filosofía, en el proyecto H2020 Agrimax se está desarrollando la obtención de múltiples productos a partir de restos vegetales y residuos de industrias agroalimentarias en dos biorrefinerías y se validarán las aplicaciones de los distintos biocompuestos generados para la obtención de energía, envases, compuestos químicos de base y productos alimenticios y agrícolas (Figura 1). Uno de los productos de valor añadido incorporados a la biorrefinería en el marco de las aplicaciones en agricultura es el hidrocompost, fertilizante líquido rico en sustancias húmicas obtenido mediante hidrólisis alcalina del compost.

Los fertilizantes líquidos constituidos por sustancias solubles derivadas de residuos orgánicos como alternativa a los fertilizantes orgánicos y minerales convencionales, constituyen una opción eficaz desde el punto de vista económico y ambiental (Ertani y col., 2013). Estas preparaciones se conocen como bioestimulantes, porque, en general, promocionan el crecimiento vegetal. Entre éstas se encuentran las sustancias húmicas (SH), ácidos húmicos y fúlvicos, que presentan un demostrado efecto bioestimulante o incluso pueden proporcionar una mayor resistencia a la planta frente a estrés ambiental. Estas funciones son realizadas mediante mecanismos tales como la activación de diversas rutas metabólicas de la planta, el aumento de la actividad de diversas enzimas del suelo, la estimulación de la actividad microbiana o el aumento de la pro-

ducción de fitohormonas en suelo y de reguladores del crecimiento en las plantas (Ertani y col., 2013; Nardi y col., 2009). Aunque la principal fuente de SH son recursos no renovables como la turba, la leonardita y el lignito, el compost se ha propuesto como fuente alternativa y renovable de tales sustancias. Existen diversos estudios relativos a la extracción de SH a partir de compost de lodos de depuradora y residuos orgánicos municipales, animales, agroindustriales y agrícolas (Chen y col., 1994; Valdrighi y col., 1996; Sortino y col., 2013). El proceso extractivo implica una hidrólisis alcalina (pH > 10) a elevada temperatura (Lamar y col., 2014). Algunos fertilizantes líquidos constituidos por sustancias húmicas derivadas de residuos orgánicos se comercializan actualmente para su aplicación en distintos tipos de cultivos (Eyheraguibel y col., 2008). A pesar de su demostrado efecto positivo sobre el crecimiento vegetal, su empleo es aún controvertido debido a su naturaleza heterogénea y a las dificultades en estandarizar la producción (Rose y col., 2014). Para soslayar dichos inconvenientes, el Grupo de Investigación BIO-175 del Área de Microbiología de la Universidad de Almería ha desarrollado un proceso para la obtención de un fertilizante líquido rico en sustancias húmicas denominado "Hidrocompost" a partir de compost de restos de plantas de tomate (Moreno y col., 2016). En este trabajo se describe la producción de hidrocompost y su integración en una biorrefinería que procesará residuos del cultivo y transformación de tomate.

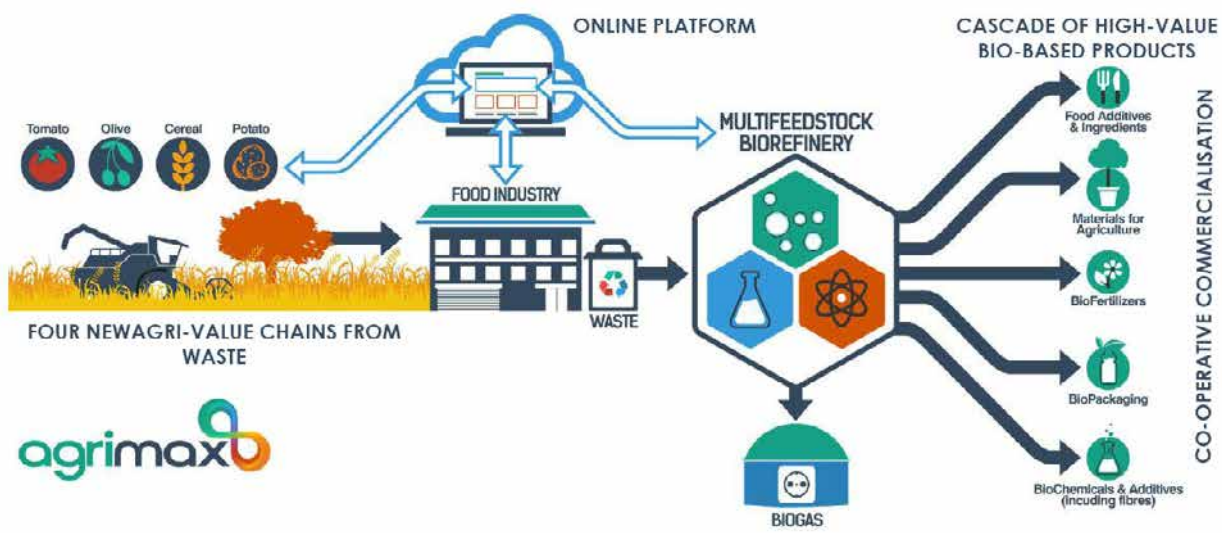


Figura 1. Esquema conceptual del proyecto H2020 Agrimax.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para evaluar el procedimiento de extracción del hidrocompost, se empleó un compost de restos de tomate obtenido mediante compostaje dinámico con aireación forzada. El compost fue sometido a hidrólisis alcalina con una solución de KOH y sometido a calentamiento de 121 ºC durante 2h. Tras la hidrólisis, la fracción líquida fue concentrada. Para determinar la eficacia extractiva se analizó Carbono total con un analizador elemental (Leco 923 CNHS) y Carbono de extracto húmico total según Ciavatta y col. (1991). Estos parámetros se analizaron también en dos fertilizantes húmicos comerciales, humilig y fulvin. En el hidrocompost obtenido se analizó adicionalmente el pH y la conductividad eléctrica.

Para integrar el módulo de producción de hidrocompost en una biorrefinería que se ubicará en Azienda Agricola Chiesa Virginio (Mantua, Italia), se realizaron los balances de materia e inventario de condiciones y equipos necesarios para implementar el módulo de producción acoplado a un proceso de compostaje integrado en la biorrefinería.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proceso extractivo del hidrocompost consiste básicamente en tratar el compost previamente desecado con una solución fuertemente alcalina en caliente (Figura 2). El líquido obtenido tras dicho tratamiento es decantado, filtrado y concentrado. Este protocolo permite extraer entre un 90 y un 100% de las sustancias húmicas presentes en el compost. El contenido de sustancias húmicas del hidrocompost depende en primera instancia de la riqueza de sustancias húmicas del compost empleado como materia prima (Jurado y col., 2014), por ello es necesario determinar el momento idóneo para la extracción de tales sustancias. Por otra parte, el protocolo de extracción puede aplicarse a cualquier tipo de compost, pero las cualidades de cada producto deben ser evaluadas de forma particular. En nuestro caso se puso de manifiesto que los restos vegetales de plantas de tomate sometidos a la fase bio-oxidativa (45 días de compostaje) constituyen sustratos suficientemente idóneos para la obtención de hidrocompost.

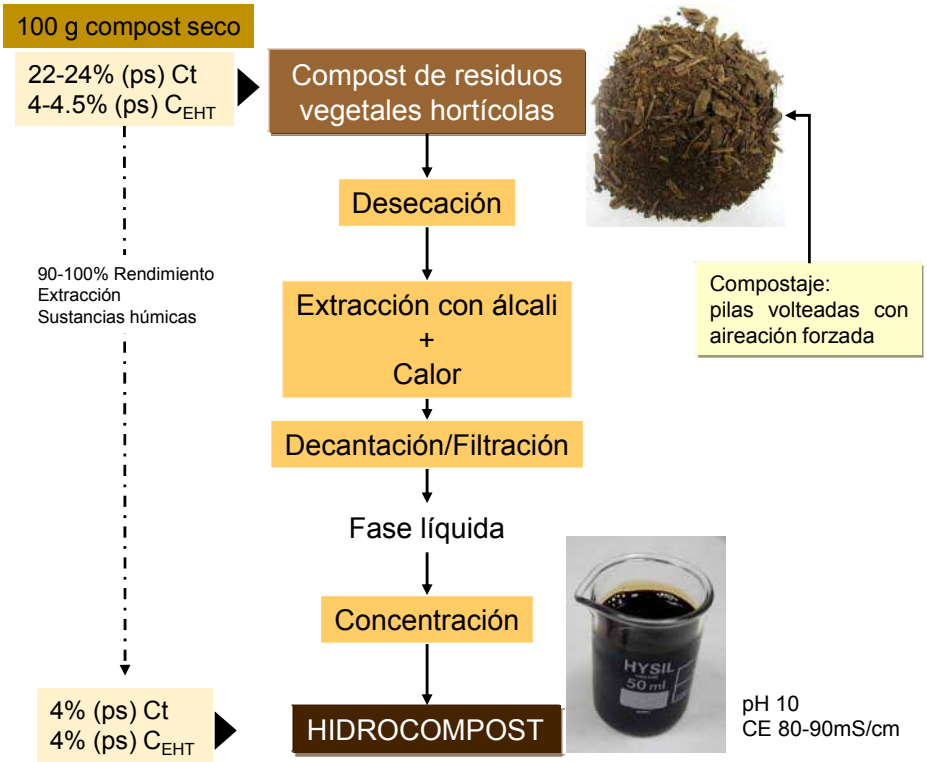


Figura 2. Procedimiento de obtención de hidrocompost y rendimiento de extracción

El producto final tiene un pH alcalino y una conductividad eléctrica de 80 a 90 mS cm^{-1}. El contenido en sustancias húmicas del hidrocompost, en torno a 21%, es muy similar al presente en algunos fertilizantes húmicos líquidos tales como humilig (30%) y fulvin (25%) (Tabla 1).

Tabla 1. Comparación de características del hidrocompost con fertilizantes húmicos comerciales.

Fertilizante húmico	% Carbono total (p. húmedo)	% C extracto húmico total (p. seco)
Hidrocompost	9,0±0,6	21±2,4
Humilig	12,0±0,7	30±1,8
Fulvin	4,6±0,6	25±3,2

El módulo de producción de hidrocompost en la biorrefinería se acopla a un proceso de compostaje de una mezcla de restos de plantas de tomate, frutos de tomate no comercializable y paja de maíz. El material estará disponible tras la fase biooxidativa. El módulo incluye un reactor para la hidrólisis alcalina, un decantador, un concentrador y dispositivos para ajuste de las características del producto final. Los sólidos remanentes tras la hidrólisis alcalina son tratados con sulfato cálcico para ajustar su pH y devueltos a la pila de compostaje. Adicionalmente se están evaluando otros posibles usos de estos residuos tales como su empleo en mezclas con turbas, su incorporación en un digestor anaerobio con el que cuenta la biorrefinería u otros usos agrícolas.

4. CONCLUSIONES

El hidrocompost constituye una alternativa a los fertilizantes húmicos procedentes de fuentes no renovables. La implementación de este proceso permitirá ampliar el rango de productos generados por la biorrefinería en el ámbito de las aplicaciones en agricultura.

5. BIBLIOGRAFÍA

Chen Y., Magen H., Riov J., 1994. Humic substances originating from rapidly decomposing organic matter: Properties and effects on plant growth. En: N. Senesi, T.M. Miano (Eds) *Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health.* Elsevier, New York, NY, USA, pp. 427–443.

Ciavatta C., Govi M., Antisari L. V., Sequi P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 795-807.

Ertani A., Pizzeghello D., Baglieri A., Cadili V., Tambone F., Gennari M., Nardi S., 2013. Humic-like substances from agro-industrial residues affect growth and nitrogen assimilation in maize (*Zea mays* L.) plantlets. *J. Geochem. Explor.* 129, 103–111.

Eyheraguibel B., Silvestre J., Morard P., 2008. Effects of humic substances derived from organic waste enhancement on the growth and mineral nutrition of maize. *Bioresour. Technol.* 99, 4206–4212.

Jurado M.M., Suarez-Estrella F., Vargas-Garcia M.C., Lopez M.J., Lopez-Gonzalez J.A., Moreno J., 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J. Environ. Manag.* 133, 355–364.

Lamar R.T., Olk D.C., Mayhew L., Bloom P.R., 2014. A new standardized method for quantification of humic and fulvic acids in humic ores and commercial products. *J. AOAC Int.* 97, 721–730.

Moreno J., Suárez-Estrella F., López M.J., Vargas-García M.C., 2016. *Procedimiento de obtención de abono líquido orgánico rico en sustancias húmicas a partir de compost de origen vegetal.* Patente Española (ES2286917B1). Universidad de Almería.

Nardi S., Carletti P., Pizzeghello D., 2009. Biological activities of humic substances. En: N. Senesi, B. Xing, P. Huang (Eds) *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems.* John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA, Vol. 2, pp. 305–339.

Rose M.T., Patti A.F., Little K.R., Jackson W.R., Cavagnaro T.R., 2014. A meta-analysis and review of plant-growth response to humic substances: Practical implications for agriculture. En: D.L. Sparks (Ed) *Advances in Agronomy.* Academic Press, Cambridge, MA, USA, Vol. 124, pp. 37–89.

Sortino O., Dipasquale M., Montoneri E., Tomasso L., Avetta P., Bianco Prevot A., 2013. 90% yield increase of red pepper with unexpectedly low doses of compost soluble substances. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 433–441.

Valdrighi M.M., Pera A., Agnolucci M., Frassinetti S., Lunardi D., Vallini G., 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*)-soil system: A comparative study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 133–144.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por BBI-JU en el programa H2020, proyecto AGRIMAX (GA 720719) “Agri & food waste valorisation co-ops based on flexible multi-feedstocks biorefinery processing technologies for new high added value applications”.

PROYECTO PILOTO DE BIOECONOMÍA CIRCULAR DE RESIDUOS ORGÁNICOS A ESCALA LOCAL CON DIMENSIÓN SOCIAL Y FORMATIVA

I. Irigoien[1,2], J. S. Arizmendiarrieta [1,2,3], J. Muro [2], A. Oreja [2], E. Ayape [4], J. Cia [4], R. Plana [1,5]

[1]FertileAuro (FeA) fearesiduos@gmail.com, [2]Universidad Pública Navarra. natxo.irigoien@unavarra.es, [3]LuarIngurumena, [4]JoseneaBio jesus.cia@josenea.com, 5 Maestro Compostador

RESUMEN: Los sistemas de gestión de biorresiduos locales son una herramienta para alcanzar los objetivos del paquete legislativo de la economía circular que puede ser alternativa o complementaria con los sistemas de gestión centralizados tradicionales. En muchos casos, puede aportar ventajas técnicas, económicas, sociales y ambientales. En la zona prepirenaica rural de la Comarca de Sangüesa (Navarra) se está desplegando la recogida selectiva de la materia orgánica de origen municipal, siguiendo las directrices del Plan de Residuos de Navarra y del Paquete Legislativo de Economía Circular de la Unión Europea. En verano de 2018 comenzó un proyecto piloto con el objetivo de estudiar, desarrollar, mejorar y divulgar el modelo descentralizado en la zona. El proyecto piloto es desarrollado por Josenea, un centro de integración y formación sociolaboral de personas en situación de exclusión social ubicado en Lumbier (Navarra). Josenea se dedica al cultivo, transformación y comercialización de plantas medicinales en ecológico. Con este proyecto se quiere consolidar su actividad agrícola al garantizar un suministro de fertilizantes orgánicos que permitan preservar la tierra de cultivo y mejorar su fertilidad, base de la actividad socioeconómica. Además, se refuerza el proyecto socioeconómico de Josenea haciéndolo más diverso, resiliente, autónomo y eficaz. Es un proyecto transversal que genera sinergias entre aspectos sociales y medioambientales y que contribuye al desarrollo socioeconómico de la comarca de Sangüesa y de las personas que asiste Josenea.

PALABRAS CLAVE: Economía social, agrocompostaje, compostaje in situ, modelo fractal, agroecología.

1. INTRODUCCIÓN

La economía lineal es un modelo económico degenerativo basado en el consumismo de materiales y recursos no renovables de este planeta finito. La competición por estos recursos finitos está generando una crisis económica, ecológica y social sin precedentes a escala planetaria (Macarthur, 2015). Paralelamente, a escala local en nuestro entorno rural, la economía lineal ha contribuido al despoblamiento y envejecimiento del medio rural, la pérdida de suelo y la simplificación del paisaje. Para hacer frente a esta situación la Unión Europea, gran dependiente de recursos materiales externos, promueve un nuevo modelo económico circular (EC) por medio de los paquetes legislativos de economía circular que persiguen desarrollar un modelo económico regenerativo en vez de degenerativo, un modelo que evite las fugas de materiales del sistema económico y el consumo de recursos finitos. Actualmente la mayoría de los componentes y materiales contenidos en los productos que consumimos a diario pierden la totalidad o la inmensa mayoría de su valor, una vez que los utilizamos (Eurostat, 2017). En este sentido, el paquete legislativo de EC aprobado en abril de 2018 limita drásticamente los residuos orgánicos desechables y obliga a su recogida separada o a su gestión local (Directiva 2018/851).Esto implica la profunda

trasformación de los sistemas de gestión de residuos imperantes actualmente que han demostrado su incapacidad para alcanzar dichos resultados (Gobierno de Navarra, 2016).

El tratamiento de biorresiduos tradicionalmente se lleva a cabo en plantas centralizadas, suponiendo una desconexión entre los materiales residuales, sus generadores y el territorio donde se han generado lo que condiciona los resultados de la gestión de los biorresiduos. La gestión descentralizada de biorresiduos ha demostrado ser una potente estrategia para el reciclaje de biorresiduos con muy buenos resultados técnicos, sociales, económicos y ambientales, especialmente en zonas rurales y periurbanas.

La gestión descentralizada habitualmente se basa en el compostaje in situ que puede ser realizado a distintas escalas (doméstico, comunitario, municipal, comarcal) con sistemas de recogida o sin ellos. Desde un punto de vista social puedes ser llevado a cabo por agentes del territorio como agricultores (agrocompostaje), por empresas de integración sociolaboral (compostaje social), o por otros agentes del territorio (operarios municipales, maestros/as compostadoras), etc. De esta manera, la gestión descentralizada puede ser una gran herramienta para el desarrollo de políticas de desarrollo territorial, sociales y ambientales, pudiendo generar importantes y sorprendentes sinergias entre ellas.

La novedad de este sistema descentralizado llevada a cabo de una manera planificada y ordenada hace que en nuestra zona se tenga poco conocimiento sobre aspectos técnicos, sociales, ambientales y económicos de los modelos descentralizados. Estos sistemas utilizan tecnologías baratas y sencillas, pero precisan de personal capacitado. En el ámbito del compostaje a esta escala hay una gran falta de personal capacitado a nivel práctico.

Por todo ello es necesario poner en marcha una iniciativa piloto para el desarrollo, estudio y promoción de un modelo descentralizado de gestión local de biorresiduos vinculado a una empresa de integración sociolaboral. Además, dicha experiencia piloto debe ser capaz de capacitar a personas para su implantación y desarrollo en otras zonas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Dentro de distintas jornadas del intenso proceso participativo para la elaboración del Plan de Residuos de Navarra se visualizó la necesidad de establecer vinculaciones entre las políticas ambientales y sociales en torno a la gestión de residuos. En Navarra ya existía una dilatada experiencia en este campo con los RAEE, el vidrio, los textiles, el papel y cartón y los voluminosos (García, 2015), pero apenas existían experiencias vinculadas a la gestión de residuos orgánicos. En esta línea la UPNA elaboró una primera propuesta técnica en 2015, en la que propuso a la empresa de inserción sociolaboral Josenea adentrarse en el mundo de la gestión de biorresiduos. Posteriormente, en 2017, la asociación profesional FertileAuro (FeA) integrada por profesionales de la UPNA y las consultorías “Luar” y “Maestro Compostador” elaboró una memoria de un proyecto piloto titulado: “BIOECONOMÍA CIRCULAR A ESCALA LOCAL CON DIMENSIÓN SOCIAL Y FORMATIVA”. Dicha memoria se presentó a la convocatoria PDR 2014-2020: “Apoyo para los proyectos piloto y para el desarrollo de nuevos productos, prácticas, procesos y tecnologías”, financiada con Fondos FEADER.

2.1. ¿Por qué Josenea?

Josenea es una empresa de formación e integración sociolaboral de personas en situación de exclusión social. La empresa, fundada en 2002, tiene su sede en Lumbier (Navarra). Se dedica principalmente a la producción, transformación y comercialización de plantas medicinales

en producción ecológica, así como a la jardinería y diversos servicios medioambientales. En su labor da empleo a más de 45 personas, la mayoría de ellas en trabajo terapéutico orientado a su formación e integración sociolaboral.

Lumbier está integrado en la Mancomunidad de Residuos de la Comarca de Sangüesa. Es una mancomunidad prepiranaica, rural con más de 10.000 habitantes distribuidos en 18 municipios y una densidad aproximada 10hab/km^2. En dicha zona, como en otras de Navarra, en 2018 se está desplegando la recogida selectiva de biorresiduos, tal y como ordena el plan de residuos de Navarra 2017-2027. Sin embargo, la deficiente gestión de los últimos años hace que actualmente el 69 % de los residuos sean eliminados, muy lejos del 35 %, máximo previsto en la legislación.

El clima es mediterráneo templado húmedo (Meteonavarra, 2018). El subsuelo son margas calizas y los suelos agrícolas se desarrollan sobre las terrazas del rio Irati con bajo contenido en materia orgánica y con síntomas de erosión hídrica importante (cárcavas). La ganadería en la zona es reducida, por lo que esta zona es claramente deficitaria en materia orgánica. Por todo ello, es fundamental disponer de materia orgánica para poder cultivar plantas medicinales en ecológico, base de la actividad económica de Josenea.

Por otra parte, Josenea necesita ampliar y diversificar sus actividades con objeto de ampliar la oferta de empleo social en esta zona rural y de aumentar la cartera de servicios ofertados por Josenea y, de esta manera, diversificar sus riesgos.

Además, con este proyecto se persigue contribuir a hacer más circular la economía de la comarca en general y de Josenea en particular. Aumentar el contenido en materia orgánica de los suelos de Josenea permitirá en el futuro reducir su consumo de inputs externos, mejorando la fertilidad de sus suelos y su capacidad para retener C atmosférico.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proyecto presentado por Josenea en colaboración con la UPNA y las consultorías Luar y Maestro Compostador, con un presupuesto de 199.000 euros, fue aprobado en junio de 2018. El proyecto comenzó en julio y finaliza en septiembre de 2019.

3.1. Actividades

El proyecto consta de cinco actividades interrelacionadas. El desarrollo de las actividades a fecha de agosto de 2018 es el siguiente.

3.1.1. Plan piloto de recogida (A. 1)

El objetivo es captar 500 kg de biorresiduos a la semana con un contenido de impropios inferior al 5%. El comienzo del piloto de recogida está supeditado a la puesta en marcha de la instalación de tratamiento del Piloto de Tratamiento *(*A2*)* ubicado en las instalaciones de Josenea, en Lumbier (Navarra), y a la coordinación con la Mancomunidad de Residuos de la Comarca de Sangüesa, que es el órgano competente de la recogida en la zona.

3.1.2. Plan piloto de tratamiento (A. 2)

El objetivo es tratar 500 kg de biorresiduos a la semana. Hasta la fecha se han realizado dos pruebas en las instalaciones de la UPNA en Pamplona y se han conseguido tratar satisfactoria-

mente cantidades muy superiores, con equipamientos e instalaciones similares a las previstas en Lumbier.

3.1.3. Investigación experimental (A.3)

Se plantean investigaciones a nivel de recogida y tratamiento de biorresiduos, a nivel de uso como fertilizante a corto plazo en cultivos en contenedor, así como a largo plazo en suelo:

— Valoración de alternativas de recogida y tratamiento. Transitoriamente, en instalaciones de la UPNA, se están evaluando distintos sistemas de compostaje (pilas en silos, compostadoras individuales, etc). También se están evaluando distintas alternativas para la fase de maduración del compost (en pila, en *big-bag* o vermicompostaje).

— Valoración de usos como fertilizante a corto plazo. Se han realizado distintos ensayos para evaluar la respuesta agronómica de cultivos de lechuga y bróculi en contenedor, a la aplicación de compost de biorresiduos en dosis de 0, 25, 50, 75 y 100% del volumen del contenedor.

También se ha evaluado la capacidad del proceso para desvitalizar posibles propágulos de especies vegetales no deseadas y distintas formas para la obtención de abonos líquidos.

— Se está estableciendo un ensayo de compost de larga duración en suelo agrícola para evaluar el efecto de la aplicación repetida de compost de biorresiduos en las características del suelo y su papel como mitigador del cambio climático.

3.1.4. Formación (A.4)

El objeto del proyecto es desarrollar en Lumbier un aula del modelo descentralizado, en colaboración con la UPNA, con el fin de capacitar a personas para llevar a cabo este modelo. El proceso administrativo de legalización de la instalación todavía no ha concluido, por lo que estas actividades formativas se están desarrollando provisionalmente en la finca de prácticas de la UPNA. Concretamente el 29 de junio de 2018, 30 personas comenzaron un curso de 6 meses (3 ECTS) titulado “Capacitación práctica para el compostaje descentralizado de biorresiduos y el uso del compost”. A su vez, se ha puesto en marcha un convenio para que alumnas de la UPNA realicen prácticas y formaciones en el proyecto.

3.1.5. Divulgación (A.5)

La divulgación del proyecto se está realizando a distintos niveles:

— A escala local. El proyecto ha sido recogido en la totalidad de los medios escritos locales de la comarca y en diversos programas de radios locales y regionales. También el pasado 14 de agosto de 2018 se realizó una jornada de presentación del proyecto en Lumbier por medio de un Curso de Verano de la UPNA titulado “Oportunidades socioeconómicas de la gestión descentralizada de biorresiduos: Proyecto Josenea”. Al curso asistieron las autoridades de la zona y aproximadamente 50 personas. Se ha ofrecido a los centros escolares de la zona un programa de actuaciones que contempla talleres sobre compostaje y economía circular para realizar en los centros.

— A escala global se ha puesto en marcha la web del proyecto y está activo en las redes sociales.

— También se han presentado comunicaciones en los congresos estatales de la Red Española de Compostaje en Valencia y de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica en Logroño.

También es importante destacar que el proyecto ha sido seleccionado como práctica ejemplar de desarrollo rural por la *European Network for Rural Development.*

4. CONCLUSIONES

A pesar de encontrarnos en una fase inicial del proyecto, su desarrollo está siendo muy satisfactorio y, en general, se van cumpliendo los distintos objetivos planteados. Los plazos de la convocatoria, y lo novedoso y desconocido de este tipo de instalaciones de tratamiento de biorresiduos a pequeña escala, han contribuido a la dilatación en el tiempo del procedimiento administrativo, lo que provoca cierto desfase en el desarrollo de las actividades 1 y 2.

Sin duda el proyecto Piloto de Gestión local de biorresiduos con una empresa social va a contribuir a crear empleo social y local en la zona, hacer más circular la economía de la comarca, aumentar los servicios y oportunidades para las empresas locales, facilitar a la Mancomunidad de Residuos de Sangüesa alcanzar los objetivos legislativos, mejorar el suelo y mitigar el cambio climático, y sobre todo, ser un ejemplo y escuela del modelo descentralizado de la gestión de biorresiduos.

No obstante, para asegurar el éxito del proyecto es imprescindible la implicación continuada de la ciudadanía y de sus gobernantes.

5. BIBLIOGRAFÍA

Directiva (UE) 2018/851 del parlamento europeo y del consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la directiva 2008/98/CE sobre los residuos. DO L150/109 del 16 de junio de 2018

Eurostat, 2017. “Eurostat - Statistics Explained 2017.” Glossary: Renewable Energy Sources.

Gobierno de Navarra. 2016. “Plan de Residuos de Navarra 2017-2027”.

García J. M., 2015 “Presentación experiencias de Traperos de Emaús” Cursos de Verano de la UPNA “Caminando hacia la economía Circular” Altsasu 8-9 septiembre. UPNATV. Retrieve (https://upnatv.unavarra.es/?q=node/3052) Septiembre 2018

Macarthur E., 2015. “Circular Economy.” Ellen Macarthur Foundation 6–9. Retrieved (http://www.ellenmacarthurfoundation.org/) Septiembre 2018.

Meteo Navarra, 2018 “Servicio meteorológico del Gobierno de Navarra” Gobierno de Navarra. Retrieved (http://meteo.navarra.es/climatologia/zona_media.cfm) Septiembre 2018.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural. Programa de Desarrollo Rural del Gobierno de Navarra 2014-2020. Proyecto Piloto de bioeconomía circular de residuos orgánicos a escala local con dimensión social y formativa.

REDUCCIÓN DEL FLUJO DE RESIDUOS DOMICILIARIOS CON DESTINO A TRATAMIENTO EN EL MUNICIPIO DE AYORA (VALENCIA): GESTIÓN MEDIANTE UN MODELO DE COMPOSTAJE LOCAL

Mª Teresa Fernández-Suárez[1], Mikel Vela[2], Francisco Borja Sanchez-García[1], Aurelia Pérez Espinosa[1], María Ángeles Bustamante[1], Javier Andreu[3], José Antonio Sáez[1], Raúl Moral[1], María Dolores Pérez Murcia[1]

[1]Departamento de Agroquímica y Medio ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Ayuntamiento de Ayora (Valencia), [3]Departamento de Ingeniería, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), teresa.fernandez@gmx.es

RESUMEN: Con la evolución de la sociedad hacia un modelo de consumismo y la cultura de "usar y tirar" la cantidad de residuos generados en los municipios ha aumentado en las últimas décadas. Para disminuir el volumen de estos residuos y darles un valor añadido, se propone el compostaje de los residuos municipales para obtener un fertilizante y así devolver de nuevo los nutrientes al suelo. El Ayuntamiento de Ayora (Valencia) junto al Consorci de Residus V5 ha puesto en marcha un Proyecto piloto de recogida selectiva puerta a puerta de la materia orgánica domiciliaria y gestión mediante compostaje local/comunitario. Participan 500 habitantes gestionando aproximadamente 5,8 toneladas mensuales de fracción orgánica usando como agente estructurante sarmientos de vid de una Cooperativa cercana y restos de jardinería urbana municipal. El sistema consta de dos fases: i) acopio-precompostaje en composteras de 600 L durante 1 mes; ii) compostaje posterior en pila volteada (8 m^3) siguiendo el modelo "Pillas de compostatge COR V5". Se siguió la evolución de la temperatura y diversos parámetros físico-químicos durante el proceso. Se analizó la evolución térmica de estos sistemas y se analizó la calidad del compost obtenido a nivel de higienización, composición y calidad del material obtenido.

PALABRAS CLAVE: Compostaje comunitario, gestión de residuos, compost, FORSPP.

1. INTRODUCCIÓN

En España la generación de residuos esta fuertemente correlacionada con el crecimiento económico. En el Plan Nacional de Residuos se marcan objetivos que pretenden conducir a la reducción de la generación de los residuos, a un mejor aprovechamiento de los recursos contenidos en ellos y a la reducción del impacto que tienen la producción y gestión de los residuos en el medio ambiente, en particular, en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Sánchez y col., 2014). El compostaje descentralizado o de pequeña escala es una herramienta efectiva para tratar la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (FORS) y se ha propuesto como una mejor práctica disponible con un impacto altamente positivo en los planes de manejo de FORS. Esta tecnología contribuye a reducir el transporte de residuos, los costos de tratamiento y los volúmenes de vertederos, como se demostró en varias evaluaciones del ciclo de vida reportadas en la literatura (Chan y col., 2011; Lleó y col., 2013). El compostaje descentralizado se ha implementado con éxito para el tratamiento de desechos orgánicos de cocinas y jardines en instituciones, vecindarios y hogares, a bajo costo. Una de las opciones para gestionar la recogida de los FORS es la recogida puerta a puerta. Con esta recogida se consigue un nivel de recuperación de entre un 60-80% (Almazor y col., 2005) que bien gestionado mediante compostaje puede producir un fertilizante de calidad para parques y jardines de los propios usuarios. Los compost generados a partir de FORS son de alta calidad, pudiéndose utilizar en su mayoría para cultivos agrícolas convencionales (Vázquez

y col., 2017). Por ello nos planteamos desarrollar un sistema integral de gestión descentralizada de residuos domiciliarios donde transformemos los residuos orgánicos en un recurso valioso mediante el compostaje comunitario de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales recogidos puerta a puerta (FORSPP) combinándolo con agentes estructurantes del territorio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se planteó un esquema de co-compostaje de la FORSPP recogida selectivamente en Ayora (Valencia), procedente de vecinos del municipio junto a una residencia como gran productor. La mezcla inicial estuvo formada por FORSPP y como estructurante raspón de uva y restos de hojas del propio municipio en las proporciones mostradas en la Tabla 1. La FORSPP se acopió durante un tiempo promedio de 1 mes hasta la configuración de la pila trapezoidal de 8m^3 (2 m de ancho,1,2 m de alto y 8m de largo) dando lugar a la mezcla GVA 42. El experimento se llevó a cabo en una solera de 220 m^2 de hormigón con una pendiente del 2% para la recogida de lixiviados ubicada en el municipio. Se utilizó el sistema de compostaje de pila volteada. La temperatura y la humedad se controlaron añadiendo el agua necesaria, volteando las pilas cada 15-20 días. Se midieron las temperaturas tres días a la semana y se siguió su evolución a lo largo del proceso. Se realizó un muestreo de los materiales iniciales y la pila se muestreó a diferentes tiempos para ver su evolución (t=0, t=64, t=124, t=150 y t=180). Cada muestra de compost se obtuvo como resultado de 8 submuestras. Las muestras se secaron al aire y se molieron a 0,5 mm para su análisis. En ellas se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), contenido en materia orgánica (MOT), carbono orgánico total (C_{OT}), pérdida de materia orgánica, relación C_{OT}/N_T, contenido de nutrientes NPK y Na según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012). Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente) que permite comparar procesos de compostaje complejos a nivel de exotermia global y es útil en diseño de mezclas según Vico y col. (2018).

Tabla 1. Características de los materiales utilizados como ingredientes en las pilas de compostaje (valores sobre materia seca).

Propiedades	FORSPP	Sarmiento de vid	Restos de hojas
Densidad aparente (kg L^{-1})	0,358	0,193	0,052
Humedad (%)	72,0	15,6	26,1
pH	5,6	8,0	8,0
Cond, Eléctrica (dS m^{-1})	5,36	1,01	3,1
Materia org. total, MOT (%)	91,0	65,9	65,8
Carbono org. total, C_{OT} (%)	44,8	35,1	39,4
Nitrógeno total, N_T (%)	1,8	0,67	1,8
Relación C_{OT}/N_T	25,0	52,5	21,6
P (g kg^{-1})	3,54	1,34	1,29
K (g kg^{-1})	15,8	10,2	25,4
Na (g kg^{-1})	6,68	1,53	3,49
Polifenoles hidrosolubles (mg kg^{-1})	6927	9398	4904
GVA42 (% s.m.f)	85,0	13,8	1,2

Las principales características físico-químicas y químicas de los materiales iniciales se muestran en la Tabla 1. El FORSPP se caracterizó por una alta humedad, CE también alta, pH ácido y relación C_{OT}/N_T alta. El sarmiento presentó una humedad baja, CE baja y relación C_{OT}/N_T muy alta. La alta concentración de polifenoles en este material puede ralentizar o inhibir el proceso de compostaje. Los restos de hojas tienen carácter básico, salinidad media, alto contenido en fósforo y una relación C_{OT}/N_T adecuada para el proceso.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso

En el perfil térmico de la pila que se expone a continuación (Figura 1) se muestran las temperaturas medias y máximas de la pila y la temperatura media ambiental obtenida en la estación meteorológica situada en el municipio. También aparecen los volteos realizados y el índice EXI2 acumulado del proceso. El proceso alcanzó temperaturas superiores a 40ºC en 24 horas y mantuvo una gran exotermia en la primera fase y reactivación de los procesos bioxidativos tras los volteos, debido al mezclado y homogeneización, aunque con menor intensidad en los últimos volteos debido a la menor disponibilidad de materiales degradables. La mayor exotermia se obtuvo tras el tercer volteo y se consiguieron temperaturas superiores a 40ºC durante 128 días. La temperatura máxima alcanzada fue de 76ºC y la media fue de 51,2ºC para todo el proceso. Hay una evolución ascendente del EXI2 acumulado, más pronunciada en los primeros días (se libera más energía/calor), manteniéndose estable hacia el final del proceso. Se alcanza un EXI2 de 281.553 y una ratio EXI2/días F. bio-oxidativa de 1.852, valores elevados en referencia a Vico y col., (2018).

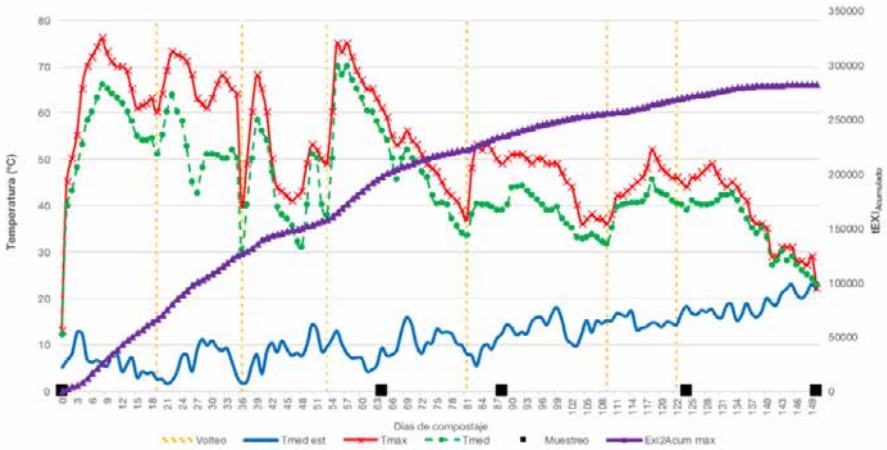


Figura 1. Evolución térmica GVA 42

Para observar la evolución del compost durante el proceso se han medido distintos parámetros que aparecen en la Tabla 3. El pH evoluciona hacia valores básicos. La CE disminuye durante la fase bio-oxidativa probablemente debido al lavado de sales, aumentando después de la madurez. El contenido de materia orgánica disminuye a lo largo del proceso de compostaje como consecuencia de la mineralización que sufre la mezcla por parte de los microorganismos que actúan durante el proceso, siendo intenso este proceso. El mayor descenso se suele producir durante la etapa termófila, debido a la máxima actividad microbiana asociada a esta etapa, donde se produce la máxima degradación. En el primer muestreo ya observamos una pérdida de MO del 50%.

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA 42
Días fase bio-oxidativa	152
Nº Días F.Bio-oxid T>40ºC	128
Nº Días F.Bio-oxid T>50ºC	75
Nº Días F.Bio-oxid T>60ºC	47
Temperatura máxima pila	76
Temperatura promedio pila	51,2
Nº Días >40ºC/ Días fase bio-oxid.	0,89
Índice EXI^2 ($ºC^2$)	281553
Ratio EXI^2/días f. bio-oxid.	1852

Tabla 3. Evolución de los principales parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje (valores sobre materia seca).

Fase de compostaje	pH	CE dS m^{-1}	MOT %	Pérdida MO %	C_{OT} %	C_{OT}/N_T	N_T %	P g kg^{-1}	K g kg^{-1}
M1	5,67	6,32	71,8	0	43,5	18,0	2,4	7,1	12,1
M2	8,48	4,79	55,8	50,4	33,4	12,1	2,8	10,1	20,9
M3	8,42	4,97	54,6	52,7	32,8	11,9	2,8	10,2	19,5
M4	8,86	4,48	47,7	64,1	28,8	12,7	2,3	10,1	21,5
Final f. Bio-oxid.	8,72	4,25	46,1	66,3	27,6	11,8	2,3	10,7	17,5
Madurez	8,50	5,51	38,6	75,3	23,4	11,1	2,1	11,3	19,5

En este sentido, la relación C_{OT}/N_T disminuye en nuestro proceso, debido a la pérdida de C_{OT} que se produce durante el compostaje por la mineralización de la materia orgánica y el incremento del contenido de N_T derivado de la pérdida de peso de la pila (Bustamante y col., 2008). Un valor final de 11,1 se considera por varios autores y por la legislación como un valor adecuado para un compost maduro. El contenido de nutrientes (N, P y K) suele incrementarse durante el proceso de compostaje debido a un efecto concentración, como consecuencia de la pérdida de peso de la pila por degradación de MOT, tal y como ha ocurrido en este caso. En el N particularmente, la concentración aumenta durante la fase bio-oxidativa para posteriormente, disminuir situándose en un 2,1% al final del proceso.

3.2. Producto

El compost elaborado en este piloto mezclando FORSPP, sarmiento de vid y restos de hojas presentó un carácter básico con un pH de 8,50 (Tabla 5). La CE es elevada para un compost maduro debido a su alto contenido en sales disueltas, especialmente Na y K aportados por el FORSPP y los restos de hojas. El contenido de materia orgánica en el compost final es del 38,6%. Los valores de CCC y de la ratio CCC/C_{OT} en el compost final fueron superiores al valor límite establecido por diferentes autores verificándose los criterios de calidad-madurez estructural. En el compost final no se superan los niveles máximos de microorganismos establecidos en el RD

506/2013, siendo este aspecto clave para verificar la correcta higienización de los procesos de compostaje domiciliario a pequeña escala, a nivel de *Salmonella* y niveles de *E.Coli*.

Tabla 4. Características del producto obtenido (valores sobre materia seca).

Parámetro	GVA 14
pH	8,50
CE (dS m^{-1})	5,51
MOT (%)	38,6
N_T (%)	2,10
P_2O_5 (%)	2,59
K_2O (%)	2,35
CCC (meq 100g MOT^{-1})	117
CCC/C_{OT} (meq/g C_{OT})	1,93
Escherichia coli ß Glucuronidasa + (ufc g^{-1})	<10
Salmonella (25g^{-1})	Ausente

4. CONCLUSIONES

El proceso de compostaje de la FORSPP junto con flujos residuales agrícolas y municipales que actúan como estructurante en Ayora (Valencia) se ha demostrado como una metodología viable a nivel operativo, eficiente desde la perspectiva de la bioestabilización de la materia orgánica. Las características físico-químicas y microbiológicas del compost maduro permiten su uso tanto a nivel agrícola, como a nivel municipal para el abonado de parques y jardines contribuyendo a cerrar el ciclo de la materia orgánica en el municipio, con unas capacidades fertilizantes superiores al 2% para NPK, expresadas en UF sobre materia seca. Sería necesario replicar el proceso para optimizar las condiciones de manejo y mezclas, así como los de proceso para conseguir un protocolo estandarizado a largo plazo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Almazor L., Carrión M., Puig I., 2005. La comunicación ambiental en sistemas de recogida puerta a puerta y de pago por generación de residuos. Torrelles de Llobregat como ejemplo. *Residuos* 82, 66-74.

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

Chan Y.C., Sinha R.K., Wang W., 2011. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane (Australia). *Waste Manage. Res.* 29 (5), 540–548.

Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A., Sánchez A., 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *J. Clean. Prod.* 47, 70–76.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Sánchez A., Artola A., Barrena R., Dios M., García-Gil J.C., López R., Pérez-Murcia M.D., Puig I., Soto M., Gea T., 2014. Características generales de los residuos urbanos, En: Moreno J., Moral R., García-Morales J.L., Pascual J.A. y Bernal M.P. (Eds), *De residuo a recurso: El camino hacia la sostenibilidad*, vol. 1.4: Residuos urbanos. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 23.

Vázquez M.A., Soto M., 2017. The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Manage.* 64, 39-50.

6. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado por el Consorci de Residus V5 y el Ayuntamiento de Ayora (Valencia). Queremos agradecer especialmente al programa de recogida selectiva y a su responsable Mikel Vela.

REPERCUSIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL AGENTE ESTRUCTURANTE EN LA GENERACIÓN DE ENERGÍA DURANTE EL COMPOSTAJE

María Pilar Bernal, Selda Yiğit Hunce, Rafael Clemente

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus Universitario de Espinardo, Apartado 164, 30100 Murcia. pbernal@cebas.csic.es

RESUMEN: El perfil térmico durante el compostaje de residuos refleja las etapas del proceso y la eficiencia del mismo siendo consecuencia de la degradación aeróbica de la materia orgánica por los microorganismos. El objetivo del trabajo fue determinar la energía producida durante el compostaje de la fracción sólida de purín de cerdo (FSP) con distintos residuos lignocelulósicos, mediante el estudio del perfil térmico y las características del agente estructurante. Se prepararon mezclas de FSP con (50% peso seco): poda de naranjo, olivo o palmera y restos de cultivo de girasol. Se realizó un test de autocalentamiento en reactores aerobios de laboratorio aislados térmicamente (5 L). Durante 17 días se midieron las temperaturas interna (de los reactores) y externa mediante sondas de temperatura, y la energía producida se calculó mediante la diferencia entre ambas temperaturas y la capacidad calorífica específica de las mezclas. Se determinó además la respiración de las mezclas antes y después de su compostaje (CO_2 producido tras 4 y 10 días de incubación). La energía total producida disminuyó en el orden (kJ): poda de naranjo (15.965±1.094) > girasol (13.828±2.248) ≈ palmera (12.636±505) > olivo (6.335±225). El diferente comportamiento de los materiales estructurantes dependió de su composición química y degradabilidad.

PALABRAS CLAVE: Actividad microbiana; Degradabilidad; Perfil térmico; Residuos lignocelulósicos.

1. INTRODUCCIÓN

El proceso básico de compostaje consiste en la oxidación exotérmica de la materia orgánica presente en el biorresiduo, el cual es transformado por los microorganismos quimioheterotrófos a través de las dos fases principales del compostaje, la fase biooxidativa y la fase de madurez. En la fase mesofílica inicial, las bacterias mesófilas y los hongos degradan compuestos simples como azúcares, aminoácidos y proteínas, aumentando rápidamente la temperatura. Así, la transformación microbiana de la MO tiene lugar a un ritmo elevado y es dicha oxidación de la MO la que produce calor. Cuando la producción de calor es más alta que la pérdida de calor de la pila de compostaje, la temperatura del material aumenta. Por tanto, el incremento de la temperatura constituye un indicativo claro de la degradación de la MO durante el compostaje (Bernal y col., 2017). Sin embargo, la conversión del calor producido por los microorganismos en aumento de temperatura se ha demostrado que depende de las propiedades térmicas del material a compostar, y específicamente del agente estructurante (Santos y col., 2016).

El test de autocalentamiento determina el aumento de temperatura debido al calor liberado por la actividad biológica y química del compost. Debido a que ciertas reacciones químicas también resultan exotérmicas, se considera que el test de autocalentamiento no refleja directamente la respiración microbiana del compost (Bernal y col., 2017). Por ello, el test de autocalentamiento conjuntamente con la medida de la respiración microbiana (producción de CO_2 o

consumo de O_2) constituyen los procedimientos estándar para determinar el grado de madurez de un compost.

Como hipótesis de partida del presente trabajo consideramos que ambos parámetros pueden utilizarse para determinar la idoneidad de ciertos materiales para el compostaje, de forma que sirvan para seleccionar el agente estructurante idóneo para el compostaje de un residuo específico. El objeto del trabajo fue determinar la energía producida durante el compostaje de la fracción sólida de purín de cerdo (FSP) con diversos residuos lignocelulósicos, mediante el estudio del perfil térmico y las características del agente estructurante.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La fracción sólida de purín de cerdo utilizada (FSP) se obtuvo de una granja de cebo mediante separación sólido-líquido del purín mediante un tornillo-prensa. Se seleccionaron cuatro residuos lignocelulósicos como agentes estructurantes para el compostaje: poda de naranjo, poda de palmera, poda de olivo y residuo de cultivo de girasol (Tabla 1). Se prepararon 4 mezclas con la FSP y los diferentes estructurantes en proporción de 50% en peso. Se realizaron tests de autocalentamiento utilizando reactores cilíndricos de compostaje a escala de laboratorio de 14 cm de diámetro interno y 40 cm de altura, aislados térmicamente. Las mezclas se introdujeron en los reactores (por duplicado), y se instalaron sensores de temperatura unidos a un registrador que permiten la medida automática de la temperatura en el interior de cada reactor. La temperatura ambiente se recogió con un registrador y sensor externo. Los ensayos duraron 18 días y las mezclas se voltearon tras 7 o 10 días para airear la muestra y evitar anaerobiosis. El peso total del material fue de 3.500 g en cada reactor con una densidad de 0,80; 0,86; 0,90 y 1,12 g cm^{-3} para las mezclas con poda de naranjo, poda de palmera, residuo de girasol y poda de olivo, respectivamente. Se tomaron muestras de las mezclas antes de introducirlas en los reactores y al final del ensayo para su análisis y la medida de la respiración. La respiración microbiana se determinó como producción de CO_2 tras 4 y 10 días, mediante incubación aerobia. Para ello, se introdujeron 5 g de muestra en frascos herméticos (triplicado), y el CO_2 liberado de la actividad microbiana se atrapó en un vial con 10 ml de NaOH 0,5 M, utilizando como blanco un bote vacío. Los frascos se colocaron en un incubador a 25 ºC. Los viales se cambiaron cada 2-3 días y se valoraron con HCl 0,5 M para determinar el C-CO_2 liberado. Las propiedades químicas de las muestras se analizaron mediante métodos descritos por Santos y col. (2016).

La energía producida (q) responsable del aumento de la temperatura de los reactores se calculó teniendo en cuenta la capacidad calorífica específica de las muestras (Cp_c), determinada por el método de inmersión en agua (Sundberg, 2005). La energía producida durante el compostaje se calculó según la ecuación: $q(J) = m_c \times Cp_c \times \Sigma\Delta T$

Donde: m_c indica la masa (peso seco) de la mezcla en el reactor y $\Sigma\Delta T$ se refiere al sumatorio de los incrementos de temperatura (diferencia entre la temperatura interior y exterior del reactor).

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA (uno o dos factores) y test de Tukey con $p<0,05$.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características de los materiales muestran claras diferencias entre el purín de cerdo y los residuos lignocelulósicos, con elevada humedad y un contenido de N en FSP que le proporcionan menor relación C/N que el resto de los materiales (Tabla 1). Entre los residuos lignocelulósicos

destaca la poda de olivo con una relación C/N muy superior a la del resto de los materiales, siendo la poda de naranjo el material más lignificado. Las mezclas realizadas tuvieron una composición bastante similar (Tabla 2), con la excepción del carbono hidrosoluble (C_w), con las mayores concentraciones en la mezcla con poda de olivo y la menor con poda de naranjo, y de la relación C/N con los valores mayores en la mezcla con poda de olivo.

Tabla 1. Características de los materiales utilizados (FSP: fracción sólida de purín de cerdo; PN: poda de naranjo; RG: restos de girasol, PO: poda de olivo; PP: poda de palmera; n.d.: no determinado; datos en peso seco).

	FSP	PN	RG	PO	PP
Humedad (%)	59,5	6,0	7,9	5,9	6,4
pH	7,45	5,4	5,9	5,5	5,4
CE (dS/m)	6,10	4,38	10,2	1,33	6,04
MO (%)	33,9	81,3	80,2	90,4	86,3
COT (g kg^{-1})	385	443	389	478	447
Cw (g kg^{-1})	7,91	59,2	71,7	56,9	39,6
NT (g kg^{-1})	229	18,6	16,0	7,6	12,8
C/N	16,8	23,8	24,3	62,9	34,8
Lignina (%)	n.d.	33,6	30,5	24,0	29,0

Las mezclas con poda de naranjo y con residuo de girasol mostraron descensos significativos en MO tras el ensayo de compostaje, los descensos resultaron significativos en todas las mezclas para C_w (excepto en la mezcla con poda de naranjo) y en la relación C/N, todo ello indicando la degradación de los residuos durante el compostaje (Tabla 2). Se observaron únicamente ligeros aumentos de NT en algunas de las mezclas debido a que las pérdidas de N durante el experimento fueron muy escasas.

Tabla 2. Características de las mezclas al inicio y al final del experimento de compostaje en reactores (FSP: fracción sólida de purín de cerdo; PN: poda de naranjo; RG: restos de girasol, PO: poda de olivo; PP: poda de palmera; datos en peso seco).

Mezcla	Muestra	Humedad (%)	pH	MO (%)	C_w (g kg^{-1})	COT (g kg^{-1})	NT (g kg^{-1})	C/N
FSP+PN	Inicial	63,8±1,4	8,0±0,04	84,0±1,4	14,7±1,6	403±10	22,3±0,4	18,0±0,8
	Final	75,3±3,7	8,9±0,11	77,9±0,0	13,1±5,1	400±3,2	24,7±0,7	16,1±0,6
FSP+RG	Inicial	67,2±1,2	8,1±0,05	82,8±1,6	17,9±3,9	400±4,1	19,8±2,7	20,2±0,9
	Final	73,4±1,1	9,3±0,21	79,2±1,2	11,3±0,8	356±4,5	23,5±1,5	15,2±1,2
FSP+PO	Inicial	67,9±1,9	6,7±0,05	90,1±1,3	21,9±2,8	422±3,6	15,1±0,3	28,1±0,3
	Final	68,5±1,6	7,4±0,05	90,3±1,7	7,8±0,1	420±4,0	17,9±0,7	23,4±1,8
FSP+PP	Inicial	66,2±3,6	6,5±0,18	88,0±4,0	17,1±2,6	438±16	19,0±1,0	23,1±0,0
	Final	70,8±0,9	6,9±0,06	87,7±0,6	6,3±0,3	405±4,0	21,9±0,7	18,4±0,4

El test de autocalentamiento en reactores mostró un rápido aumento de la temperatura durante el primer día, alcanzando casi los 40 ºC en todas las mezclas. Existió una cierta heterogeneidad entre las repeticiones de las mezclas con poda de naranjo y con girasol, que posteriormente tendió a desaparecer. En estas mezclas la temperatura comenzó a disminuir tras 4-5 días, pero en las preparadas con poda de olivo y de palmera el pico inicial resultó mucho más pronunciado y estrecho, comenzando la disminución a los 2 días. Por ello, se realizó el volteo a los 7 días, en lugar de los 10 como en las otras mezclas. Tras el volteo, se reactivó la temperatura de las mezclas con un segundo aumento de temperatura mayor en las mezclas con poda de naranjo y con girasol, para disminuir lentamente hasta el final del experimento.

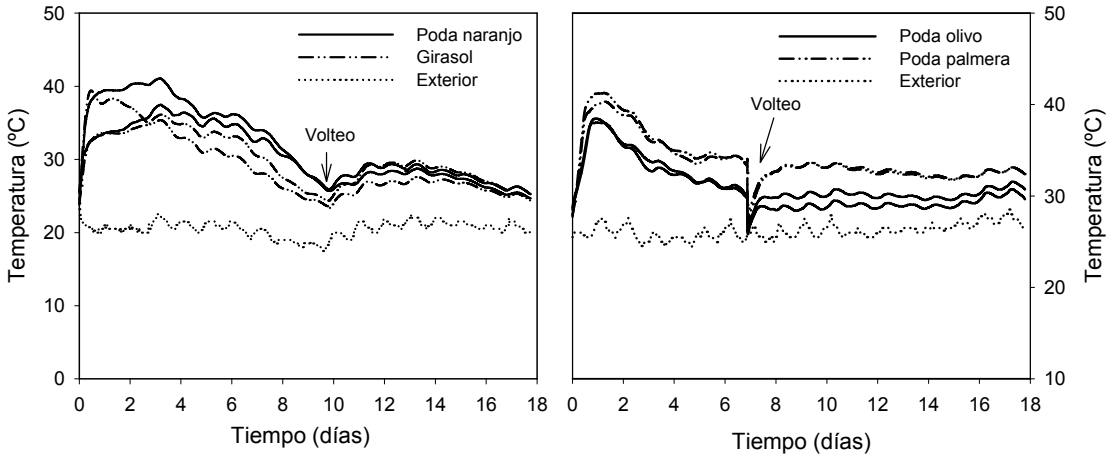


Figura 1. Evolución de la temperatura de las mezclas de FSP durante el test de autocalentamiento.

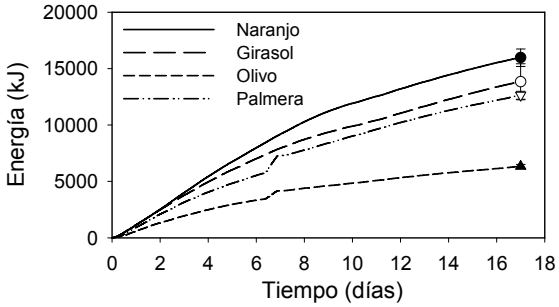


Figura 2. Energía liberada durante el test de autocalentamiento de la FSP con diversos materiales estructurantes.

Por todo ello, la energía liberada por la degradación de la MO fue menor en el caso de la utilización de poda de olivo que con los otros materiales, los cuales tuvieron valores bastante próximos al final del experimento. La energía total producida disminuyó en el orden (kJ): poda de naranjo (15.965±1.094) > restos de girasol (13.828±2.248) ≈ poda de palmera (12.636±505) > poda de olivo (6.335±225). Sin embargo, la reducción de MO observada tras el experimento fue mayor en la mezcla con poda de naranjo (disminución 6,1 %), seguido de residuo de girasol

(3,6 %), sin apreciarse cambios en las mezclas con palmera o con poda de olivo. La disminución de C_w no concuerda con los resultados de producción de energía (Tabla 2), debido a que esa fracción de materia orgánica, aunque es la más lábil por estar directamente disponible para los microorganismos, está en constante degradación y formación, ya que su concentración puede aumentar durante la degradación de polímeros.

La respiración microbiana se ha utilizado ampliamente para establecer la estabilidad de los compost a fin de determinar su grado de madurez. Comparando la respiración de las mezclas antes y después del experimento (Figura 3) se observa una disminución altamente significativa (ANOVA factor tiempo $p<0,001$) de la respiración medida a los 4 días, obteniendo los menores resultados en las mezclas de olivo y palmera (ANOVA factor mezcla $p<0,05$). Dicha tendencia permaneció en los resultados a 10 días, con alta significación de ambos factores (tiempo y mezcla) (ANOVA $p<0,001$). Sin embargo, en las mezclas con naranjo y girasol, la respiración aumentó de los 4 a los 10 días en las muestras finales, aproximándose a los resultados logrados con las muestras iniciales. Esto indica que, tras la degradación en los reactores, dichas mezclas permanecieron activas, mientras que el proceso de compostaje prácticamente había finalizado en los casos de olivo y palmera. Según los resultados de la respiración a 4 días, todas las nuestras iniciales se clasifican como activas y altamente inestables (>20 mg CO_2-C g^{-1} MO d^{-1}) e inestables (>4 mg CO_2-C g^{-1} MO d^{-1}), según criterios del Reino Unido y California, respectivamente (Bernal, y col., 2017); mientras que las muestras tras el experimento se consideran madurando o estabilizando (8,0-11,9 mg CO_2-C g^{-1} MO d^{-1}) y estables (2-4 mg CO_2-C g^{-1} MO d^{-1}), respectivamente, excepto la mezcla con naranjo que permaneció como inmadura e inestable.

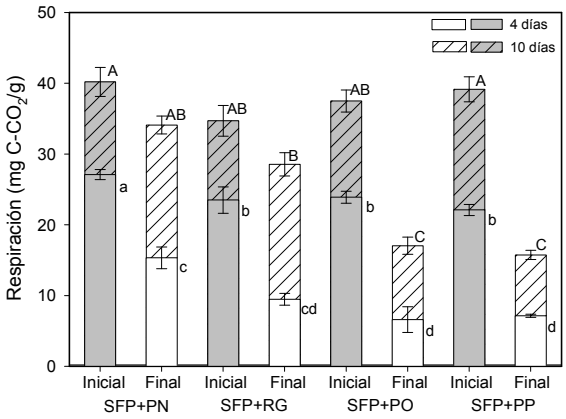


Figura 3. Respiración microbiana de las mezclas tras 4 y 10 días de incubación aeróbica. Las letras distintas indican diferencias significativas según el test de Tukey (minúsculas: 4 días; mayúsculas: 10 días).

4. CONCLUSIONES

La energía generada durante los ensayos de autocalentamiento indica la degradación de la materia orgánica y juntamente con la respiración resultan de utilidad para seleccionar el agente estructurante lignocelulósico a utilizar para el compostaje. Para SFP se recomienda el uso de la poda de naranjo como material estructurante, ya que lleva a la producción de una gran energía con alta actividad biológica, siendo la poda de olivo la menos recomendable.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bernal M.P., Sommer S.G., Chadwick D., Qing C., Guoxue L., Michel F.C.Jr., 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron*. 144, 143–233.

Santos A., Bustamante M.A., Moral R., Bernal M.P., 2016. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. *Mitig. Adapt. Strat. Gl.* 21, 1093–1105.

Sundberg C., 2005. *Improving compost process efficiency by controlling aeration, temperature and pH*. Swedish University of Agricultural Sciences (http://pub.epsilon.slu.se/950/1/CeSu103fin0.pdf).

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto CTM2013-48697-C2-1-R. La Dra. Yiğit Hunce agradece al Scientific and Technological Research Council de Turquía la beca postdoctoral otorgada para su estancia en el CEBAS-CSIC.

REVALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE SUBPRODUCTOS HORTOFRUTÍCOLAS

María Cruz García-González, Berta Riaño*, Beatriz Molinuevo Salces, David Hernández González

*Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. Ctra. de Burgos, km 119, 47071 Valladolid. *riairabe@itacyl.es*

RESUMEN: El Plan Nacional Integral de Residuos de España (PNIR) fomenta reducir la cantidad de residuos destinados a vertido, en especial la fracción orgánica biodegradable, de cara a un mejor aprovechamiento de los recursos y a la reducción de su impacto en el medio ambiente. Existen estrategias de aprovechamiento de los subproductos y de mejora de las tecnologías de revalorización, como son: 1) la aplicación de tecnologías sostenibles de estabilización para el aprovechamiento integral de los subproductos; 2) la extracción de bioproductos con diferentes fines; 3) la mejora de las tecnologías de producción de biocombustibles como el biogás, el etanol y el butanol; 4) la recuperación de nutrientes como nitrógeno; y 5) su uso como desinfectantes y fertilizantes del suelo. Todas ellas se están aplicando a varios subproductos hortofrutícolas dentro del proyecto INIA REVAL. En el caso de la estrategia para producción de biogás, se ha trabajado con tres subproductos de la industria alimentaria: kiwi (piel), sidra (magaya) y champiñón (sustrato post-crecimiento), siendo el objetivo del estudio la evaluación del potencial metanogénico de estos subproductos. Según los resultados obtenidos, el mayor potencial metanogénico corresponde a los restos de piel de kiwi (181±1 mL CH_4 por gramo de sólido volátil (SV) añadido), seguido de la magaya con 137±3 mL g^{-1}SV añadido. En el caso del sustrato de crecimiento de champiñón, el potencial metanogénico es muy inferior, siendo de 41±4 mL g^{-1}SV añadido. Se ha seleccionado la magaya para estudios posteriores de co-digestión, por su abundancia y potencial metanogénico.

PALABRAS CLAVE: subproductos hortofrutícolas, kiwi, magaya, champiñón, biogás.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, los subproductos de la industria agroalimentaria se destinan principalmente para alimentación animal, para la producción de compost y fertilizantes, así como para producción de biogás por digestión anaerobia (Lin y col., 2014). Sin embargo, una gran cantidad sigue llevándose a vertedero (Schettini y col., 2013). El Plan Nacional Integral de Residuos de España fomenta reducir la cantidad de residuos destinados a vertido, en especial la fracción orgánica biodegradable, de cara a un mejor aprovechamiento de los recursos contenidos en ellos y de la reducción del impacto ambiental (MAGRAMA, 2012). En este contexto, la producción de sidra, kiwi y champiñón generan una gran cantidad de subproductos que es necesario gestionar adecuadamente.

La magaya es un subproducto sólido obtenido después del prensado durante la producción de sidra, y que está formado principalmente por pulpa, piel, pepitas y algunos pedúnculos. El 80% de la producción nacional de sidra se da en Asturias, generándose anualmente sólo en esta comunidad entre 9000 y 12000 t de magaya (Rodríguez-Madrera y col., 2016). Este subproducto se ha usado tradicionalmente para la alimentación animal, sin embargo, el incremento en su generación junto con la desaparición de las explotaciones ganaderas, obliga a la búsqueda de nuevas alternativas de valorización. Respecto al sector del kiwi, los subproductos generados proceden de rechazos en plantación, en fábrica, así como los frutos no rentables comercialmente. En España, la producción de kiwi en el año 2016 fue de más de 21.000 t, estimándose que el 23% se convierte en subproducto (MAGRAMA, 2017, Rodríguez-Fernández, 2014). Esta producción

se da principalmente en Galicia (54%) y Asturias (22%). Finalmente, sólo en La Rioja se generan anualmente 306.000 t de sustrato residual de la producción de champiñón (Martín y col., 2009). Este subproducto es rico en materia orgánica y nutrientes útiles para su aplicación en agricultura. En la actualidad se están buscando alternativas para su valorización.

El objetivo de este trabajo es estudiar el potencial metanogénico de los tres subproductos mencionados (subproducto de kiwi (K), magaya (M) y sustrato post-cultivo del champiñón (SA)) para su posible valorización energética.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Subproductos hortofrutícolas del sector del kiwi, sidra y champiñón

Los subproductos de la producción de kiwi (K) consistían en una mezcla de las peladuras de la piel. Se obtuvieron fracciones de un tamaño aproximado de 1 cm x 1 cm para facilitar el proceso de digestión anaerobia. El subproducto de la industria de sidra (M) consistía en la magaya seca obtenida tras la producción de sidra y fue suministrado por el SERIDA (Asturias). Se utilizaron directamente para la digestión anaerobia fracciones de un tamaño aproximado de 1 cm x 1 cm. Finalmente, se estudió la biodegradabilidad del sustrato de crecimiento del champiñón, obtenido de la Asociación Profesional de Productores de Sustrato y Hongos de La Rioja. En este caso, se empleó tanto el sustrato inicial previo al crecimiento del champiñón (SCH) como el sustrato post-cultivo del champiñón (SA), con el objetivo de comparar el efecto que el crecimiento de champiñón tiene en la biodegradabilidad anaerobia del sustrato. El inóculo utilizado, suministrado por CICYTEX, procedía de la co-digestión anaerobia de purines de cerdo y *Opuntia ficus*. En la Tabla 1 se muestran las características fisicoquímicas del inóculo y de los subproductos.

Tabla 1. Caracterización físico-química del inóculo y de los subproductos agroalimentarios utilizados en el ensayo (las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis).

	Inóculo	Piel de kiwi (K)	Magaya (M)	Sustrato previo crecimiento del champiñón (SCH)	Sustrato post-cultivo champiñón (SA)
Humedad (%)	98,4 (0,04)	80,8 (0,7)	7,5 (0,1)	67,7 (1,3)	63,8 (1,8)
SV (%ST)	45,8 (1,0)	94,0 (1,2)	95,2 (1,2)	74,9 (1,7)	67,9 (0,8)
Ntot (%sms)	—	0,8	0,7	—	2,3
Ctot (%sms)	—	41,3	44,6	—	31,9
C/N	—	51,0	63,8	—	13,7

ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; Ntot: Nitrógeno total; Ctot : carbono total; C/N: ratio carbono/nitrógeno.

2.2. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia

Los ensayos se realizaron en botellas con un volumen aproximado de 570 mL utilizando un volumen de inóculo en todas ellas de 200 mL. La cantidad de subproducto añadido se calculó para alcanzar en todos los ensayos una ratio de gramos de sólidos volátiles (SV) del subproducto y gramos de SV del inóculo de 1. Asimismo, se realizó un blanco para medir la descomposición endógena del inóculo. Todos los ensayos se realizaron por triplicado usando el método propuesto por Molinue-

vo-Salces y col. (2013). Se burbujeó helio tras realizar las mezclas para asegurar condiciones anaerobias en las botellas. Las botellas se colocaron en un incubador a una temperatura de 36±1 ºC, bajo agitación constante. El tiempo de incubación fue de 57 días. La producción de biogás se midió por sobrepresión en el espacio de cabeza de las botellas (Colleran y col., 1992). La composición del biogás fue analizada regularmente. Se calculó el potencial metanogénico, expresado como volumen de metano producido por gramo de SV añadido para los tres subproductos estudiados.

2.3. Método de análisis

El análisis de ST y SV se realizó de acuerdo al Método Normalizado APHA (2005). El contenido de nitrógeno (N) y carbono (C) se determinó mediante analizador elemental de LECO (LECO CNS 2000). La composición del biogás se midió con un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A). Las concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGVs), que incluyen ácido acético, propiónico, butírico, iso-butírico, valérico, iso-valérico y capriónico, fueron determinadas usando un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A, EEUU). La concentración total de AGVs se calculó como la suma de todos los AGVs presentes en la muestra.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mayor potencial metanogénico correspondió a los restos de piel de kiwi (181±1 mL CH_4 por gramo de SV añadido), seguido de la magaya con 137±3 mL CH_4 g^{-1} SV añadido (Figura 1). En el caso de los sustratos para crecimiento de champiñón, el potencial metanogénico es muy inferior, siendo de 76±1 y 41±4 mL CH_4 g^{-1} SV añadido para el sustrato de champiñón previo al crecimiento (SCH) y para el sustrato post-cultivo de champiñón (SA), respectivamente. Esto indica la baja biodegradabilidad de estos sustratos, probablemente debido al alto contenido en fibras y lignina, componentes que son más difíciles de degradar (Molinuevo-Salces y col., 2013). El SCH está compuesto por paja, gallinaza y tierra. La diferencia de producción metanogénica entre el SCH y el SA puede deberse a la presencia de micelio de los champiñones que presenta resistencia a la degradación o a la utilización de la parte fácilmente degradable de dicho sustrato por parte de los champiñones para su crecimiento.

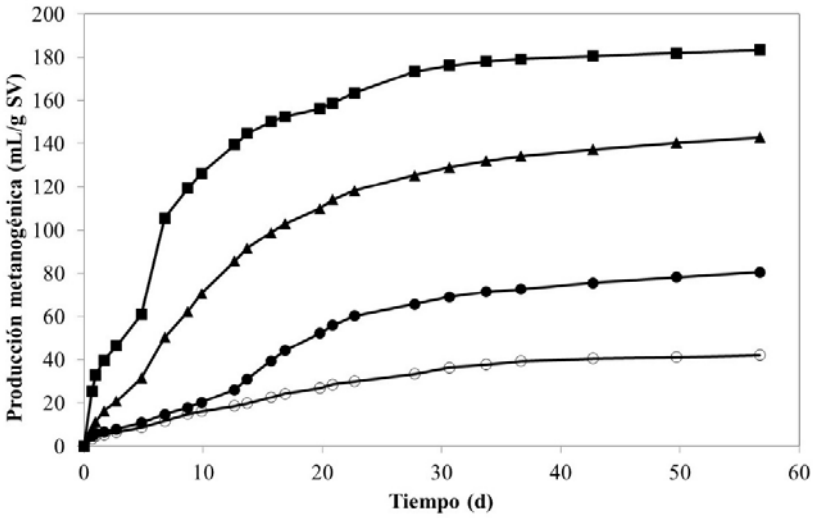


Figura 1. Producción metanogénica de los distintos subproductos agroalimentarios durante el ensayo de biodegradabilidad anaerobia: magaya (▲), piel de kiwi (■), sustrato de cultivo previa al crecimiento del champiñón (●) y sustrato post-cultivo de champiñón (○). Los datos son medias de tres experimentos.

El porcentaje de metano en el biogás va aumentando progresivamente a lo largo del ensayo en todos los casos hasta su estabilización. El mayor porcentaje de metano en el biogás se encuentra en el caso de la piel de kiwi (56,6±0,7%), seguido de la magaya (47,9±0,8%). El porcentaje de biogás para el sustrato de champiñón previo al crecimiento es de 47,5±0,9% y para el sustrato post-cultivo es de 44,3±0,3%. Menardo y Balsari (2012) evaluaron el potencial metanogénico de diferentes subproductos orgánicos de origen agroindustrial, entre ellos el kiwi. Obtuvieron un potencial metanogénico de 371 mL CH_4 g^{-1} SV añadido, que es muy superior al obtenido en el presente estudio. El porcentaje de biogás en su caso fue ligeramente inferior (46%). Las diferencias entre ambos trabajos se pueden deber a que Menardo y Balsari (2012) digirieron anaeróbicamente todo el fruto que quedaba en los árboles tras la recolección y que no cumplía los estándares para su comercialización, que tiene un mayor contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable que los restos de piel de kiwi que fueron usados en este trabajo.

Al final de los ensayos, se analizaron los digestatos producidos. Los resultados se muestran en la Tabla 2. Se puede observar que las concentraciones de NH_4^+-N están por debajo de las concentraciones consideradas inhibitorias. Asimismo, la concentración de AGVs es muy baja, indicando que no ha habido acidificación en los ensayos.

Tabla 2. Análisis del digestato al final de los ensayos de digestión anaerobia.

Subproducto	Humedad (%)	VS (%TS)	pH	NH_4^+-N (mg L^{-1})	AGV (mg L^{-1})
Blanco	85,61 (0,11)	44,34 (0,92)	8,29 (0,02)	1705 (14)	39 (13)
M	84,16 (1,29)	49,15 (2,91)	8,17 (0,06)	1659 (19)	39 (10)
K	84,13 (0,39)	47,42 (0,44)	8,20 (0,01)	1681 (15)	38 (6)
SCH	76,57 (2,32)	52,46 (1,34)	8,23 (0,01)	1732 (16)	54 (25)
SA	75,29 (1,46)	54,32 (1,28)	8,29 (0,04)	1750 (6)	48 (13)

La viabilidad de la valorización energética de los subproductos estudiados depende de varios factores, entre los que se encuentran: el potencial para la producción de biogás, la cantidad de subproducto generado y la estacionalidad en la producción del mismo. En este sentido, la baja producción de metano obtenida en el caso del sustrato utilizado para la producción de champiñón (tanto antes del cultivo como post-cultivo), hace que no sea un sustrato idóneo para la digestión anaerobia, pudiendo ser más adecuado para otras aplicaciones como la valorización agronómica. Para el caso de los restos de piel de kiwi y la magaya, el aprovechamiento energético puede ser una alternativa. Sin embargo, el problema fundamental, es la estacionalidad en su producción, ya que únicamente se generan durante dos meses al año en otoño. Por su abundancia y potencial metanogénico, dentro del marco del proyecto INIA REVAL, se ha seleccionado la magaya para evaluar la producción de metano en co-digestión con residuos ganaderos.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que desde el punto de vista de su potencial metanogénico, los sustratos más interesantes son la magaya y los residuos de kiwi. Ambos subproductos son altamente estacionales lo que limita su utilización en una planta de digestión anaerobia como único sustrato, siendo interesante estudiar su co-digestión con residuos ganaderos. Finalmente, los sustratos post-cultivo de champiñón se descartan por su bajo potencial metanogénico.

5. BIBLIOGRAFÍA

APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.

Colleran E., Concannon F., Golde T., Geoghegan F., Crumlish B., Killile E., Henry M., Coates J., 1992. Use of the methanogenic activity tests to characterize anaerobic sludges, screen for anaerobic biodegradability and determine toxicity thresholds against individual anaerobic trophic groups and species. Water Sci. Technol. 25, 31–40.

Lin Y., Ge X., Li Y., 2014. Solid-state anaerobic co-digestion of spent substrate with yard trimmings and wheat straw for biogas production. Bioresour. Technol., 169, 468-474.

MAGRAMA, 2017. Avance del anuario de estadística agroalimentaria del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio ambiente. [Acceso marzo 2018] Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/default.aspx.

MAGRAMA, 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Producción y consumos sostenibles y residuos agrarios. https://www.mapama.gob.es/images/es/Residuos%20agrarios_tcm30-193059.pdf [Acceso: septiembre 2018].

Martín I., Larrieta C., Martínez J.M., Domínguez N., Benito A., Pérez A.P., 2009. Efecto de la aplicación del sustrato post-cultivo del champiñón en las propiedades de un suelo vitícola. Boletín de la Asociación Española de Cultivadores de Champiñón, 57, 17-28.

Menardo S., Balsari P., 2012. An analysis of the energy potential of anaerobic digestion of agricultural by-products and organic waste. Bioenerg. Res. 5, 759-767.

Molinuevo-Salces B., Gómez X., Morán A., García-González M.C., 2013. Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. Waste Manage. 33:6, 1332-1338.

Rodríguez-Fernández R., 2014. Características y parámetros analíticos para la obtención de biocombustibles a partir de los residuos en la producción industrial de Actinidia Chinensis. Tesis Doctoral, Universidad de Vigo.

Rodríguez-Madrera R., Pando-Bedriñana R., Suarez-Valles B., 2016. Enriquecimiento nutricional de la magaya con levaduras autóctonas. Tecnología de Alimentos, 17, 46-50.

Schettini E., Santagata G., Malinconico M., Inmirzi B., Scarascia Mugnozza G., Vox G., 2013. Recycled wastes of tomato and hemp fibres for biodegradable pots: physico-chemical characterization and field performance Resources, Conservation and Recycling, 70, 9-19.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con fondos FEDER-INIA (Instituto Nacional Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria), a través del proyecto RTA 2013-56-C03-01.

VERMICOMPOSTAJE DE ESTIERCOL DE CABRAS ALIMENTADAS CON DIETAS QUE INCLUYEN DESTRIOS DE MANGO

Rogelio Nogales, Celia Cifuentes, Julia Fernández-Yepes, Eduarda Molina-Alcaide

Estación Experimental del Zaidín, Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada, rogelio.nogales@eez.csic.es

RESUMEN: La producción de mango en Andalucía fue de 23.700 toneladas en 2017. Este cultivo genera gran cantidad de destríos, que pueden ser reutilizados en alimentación animal, una estrategia innovadora, que permite reducir los costes de los sistemas pecuarios e inclusive mejorar la calidad de los productos de rumiantes (leche y carne). El objeto del estudio fue vermicompostar, con lombrices de la especie *Eisenia fetida*, el estiércol procedente de cabras alimentadas con una dieta comercial o con una dieta que contenía destríos de mango. Paralelamente el estiércol se biotransformó en ausencia de lombrices. El experimento se realizó a escala laboratorio, durante 3 meses, utilizando recipientes cilíndricos (1 L). Al inicio y final del proceso se realizó la caracterización química y fitotóxica de cada tipo de estiércol. El comportamiento de las lombrices en ambos tipos de estiércol fue semejante, observándose la máxima biomasa y numero de lombrices cliteladas a los quince días del inicio del vermicompostaje en ambos casos. Al final del proceso solo hubo lombrices no cliteladas, siendo su número significativamente mayor en el estiércol precedente de cabras que recibían la dieta con destríos de mango. Los productos finales obtenidos, en presencia o ausencia de lombrices, presentaron en general una composición similar, aunque el vermicompost derivado del estiércol de la dieta con destríos de mango tuvo mayor concentración de ácidos húmicos, calcio, manganeso, cobre zinc y aluminio. Todos los productos finales obtenidos cumplirían con la legislación española requerida para su comercialización como enmiendas orgánicas en agricultura.

PALABRAS CLAVE: *Eisenia fétida*, destríos de mango, fracciones orgánicas, análisis elemental.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo de mango (*Mangifera indica* L,) ha experimentado un crecimiento exponencial en los últimos años en España. En Andalucía su producción alcanzo las 27.000 toneladas en 2017. Este cultivo, al igual que otros hortofrutícolas, genera grandes cantidades de destríos, frutos que son descartados porque no son aptos para su comercialización o por cuestiones económicas. Entre otras posibles vías de reutilización, el uso de esos destríos en alimentación animal es una estrategia innovadora de bajo coste, que puede, además, mejorar la calidad de la carne y leche, minimizar el impacto ambiental de los sistemas pecuarios y favorecer el desarrollo de una economía circular (Mirabella y col., 2014; Romero-Huelva y col., 2012). La composición de los estiércoles del ganado puede variar dependiendo del tipo de dieta suministrada a los animales y su posible aplicación al suelo requiere de su biodegradación y bioestabilización, que eviten efectos indeseables (contaminación por nitratos, emisión de gases de efecto invernadero, etc.) sobre el medio ambiente (Burton y col., 2005). El objetivo de este estudio fue establecer posibles diferencias, debidas a la dieta consumida por cabras en lactación, de la calidad agronómica de estiércoles biotransformados, en presencia (vermicompostaje) o ausencia de lombrices.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ensayaron dos tipos de estiércoles procedentes de cabras alimentadas con una dieta control (DC), constituida por heno de alfalfa y un concentrado comercial, y una dieta experimental (DM), en la que el 30% de materias primas convencionales del concentrado comercial fue sustituido por destríos de mango. Una muestra de 100g (peso seco) de cada uno de los estiércoles se colocó, por sextuplicado, en recipientes cilíndricos de 1L. En tres de esos recipientes los estiércoles se inocularon con 10 g de lombrices (18 cliteladas o adultas y 21 no cliteladas o juveniles) de la especie *Eisenia fétida*. Posteriormente, todos los recipientes se colocaron en una cámara con temperatura controlada (20 ± 2°C). La humedad de los estiércoles se mantuvo constante mediante riegos periódicos con un pulverizador de agua. A los 7, 15, 30, 60 y 90 días se determinó el número de lombrices cliteladas y no cliteladas y su biomasa. Una vez retiradas las lombrices, se determinaron las propiedades químicas y fitotóxicas, tanto de los estiércoles iniciales como de los productos obtenidos, en presencia o ausencia de lombrices según métodos descritos por Castillo y col. (2013) y Nogales y col. (2017).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

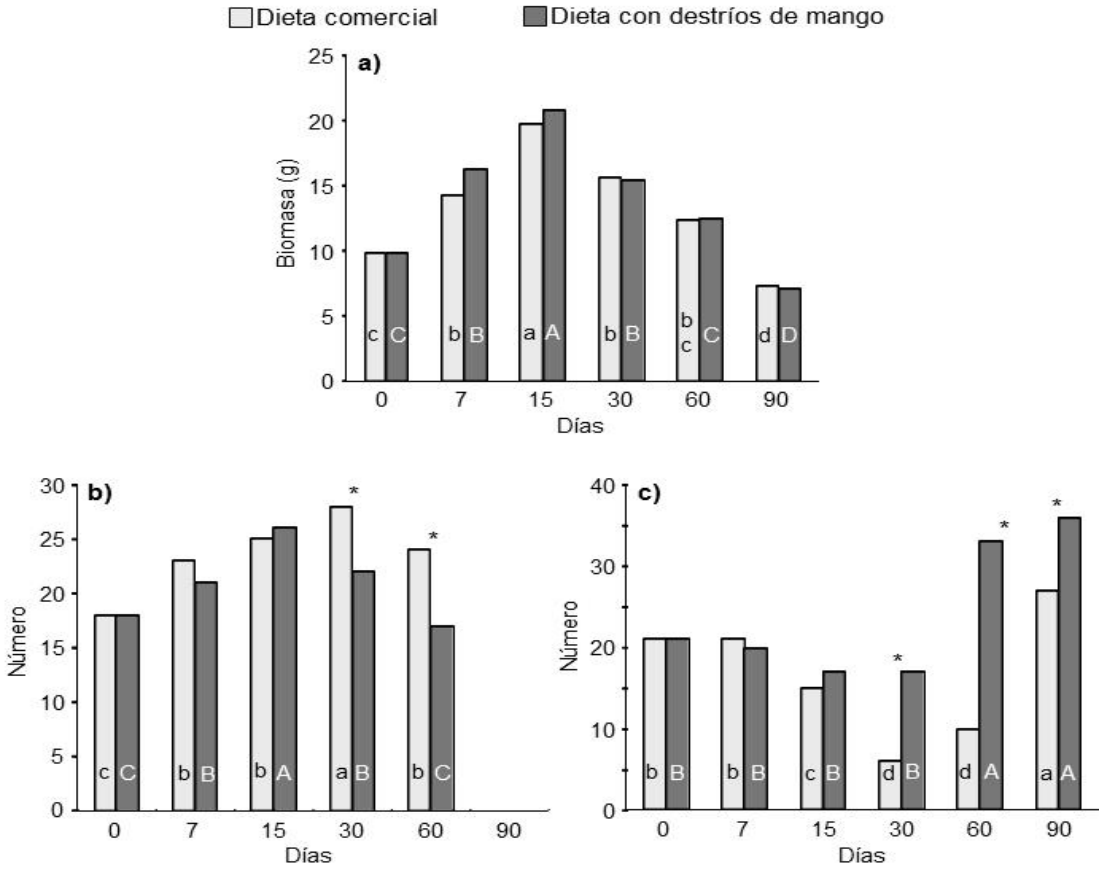


Figura 1. Evolución de la biomasa de las lombrices (a), número de lombrices cliteladas (b) y no cliteladas (c) durante el proceso de vermicompostaje. Valores medios de tres repeticiones. Para cada parámetro, valores con distinta letra (minúscula para DC o mayúscula para DM) son significativamente diferentes (p<0,05). * indica diferencias significativas entre ambos estiércoles en los diferentes tiempos muestreados.

La evolución de las lombrices durante el proceso de vermicompostaje en los dos tipos de estiércol ensayados fue similar alcanzándose la máxima biomasa (Figura 1a) a los 15 días de iniciarse el proceso, y el máximo número de lombrices no cliteladas al final del periodo experimental (Figura 1c). Respecto al número de lombrices cliteladas, los máximos se observaron a los 15 días en DM y a los 30 días en DC (Figura 1b). Durante los primeros quince días, la tasa media de crecimiento diario de las lombrices inoculadas fue ligeramente superior en el estiércol procedente de animales alimentados con la dieta comercial (12,64 ±0,87 mg lombriz^{-1} dia^{-1}) que en el estiércol de animales que recibían la dieta con destríos de mango (10,96 ±1,06 mg lombriz^{-1} dia^{-1}). Estas tasas de crecimiento fueron similares a las observadas en estiércol de caprino que recibía dietas que contenían destríos de otros cultivos hortofrutícolas (Nogales y col., 2017) y en estiércol con otros tipos de residuos orgánicos (Elvira y col., 1998), lo que evidenciaría la idoneidad de ambos estiércoles para ser utilizados en procesos de vermicompostaje. La disminución de los nutrientes contenidos en ambos estiércoles provocó la pérdida del clitelo de todas las lombrices adultas (60 días) y un descenso gradual de la biomasa total de las lombrices. A los 90 días, únicamente se observaron lombrices no cliteladas de bajo peso (236 ±36 mg lombriz^{-1}). Ello indicaría que los estiércoles ensayados se habrían biodegradado y que para mantener el crecimiento y reproducción de las lombrices habría que adicionar más estiércol fresco (Nogales y col., 2014).

Tabla 1. Valores medios (n=3) de pH, conductividad y fracciónes orgánicas de los estiércoles iniciales y biotransformados en presencia o ausencia de lombrices. En cada columna, letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p<0,05).

	pH	CE	COT	NKT	Hemicel.	Celulosa	Lignina	CH	CET	AH	C/N	RH
		dS m^{-1}	g kg^{-1}									%
						Inicial						
DC	8,8 a	4,4b	387a	31c	160b	170a	155e	8,8b	45e	25e	13a	12e
DM	8,5a	5,5a	370b	32b	162b	134b	148d	13a	68c	57c	12b	18c
						Final-biotransformado con lombrices						
DC	7,2d	3,9b	345d	34a	153b	89c	194b	2,8d	50d	31d	10d	15d
DM	7,3cd	5,2a	335d	35a	157b	85d	174c	4,8d	77a	65a	10d	23a
						Final-biotransformado sin lombrices						
DC	8,3ab	4,4b	351c	29d	170b	86d	203a	6,9c	40f	26e	12b	11e
DM	7,7bc	5,2a	351c	32b	215a	91c	197b	6,8c	71b	61b	11c	20b

CE: Conductividad, COT: carbono orgánico total, NKT: nitrógeno kjeldahl total, CH: carbono hidrosoluble, CET: carbono extraíble total, AH: ácidos húmicos, RH: relación de humificación.

El estiércol caprino de la dieta DM tenía menores contenidos de carbono orgánico total (COT), celulosa y lignina que el estiércol de la dieta DC, aunque presentaba una mayor salinidad, carbono hidrosoluble y fracciones orgánicas humificadas (CET y AH) (Tabla 1). El pH, conductividad, COT, celulosa y carbono hidrosoluble (CH) de ambos estiércoles disminuyeron significativamente después de su biotransformación, en presencia o ausencia de lombrices. El descenso fue más pronunciado en los estiércoles degradados por las lombrices (9-11% COT, 33-34%, 36-48% celulosa y carbono hidrosoluble 64-68%), con valores simila-

res o inferiores a los observados en otros procesos de vermicompostaje a escala laboratorio utilizando diferentes tipos de residuos orgánicos (Fernández-Gómez y col., 2010; Nogales y col., 2017). Por el contrario, los contenidos de nitrógeno, lignina, carbono extraíble total (CET), ácidos húmicos (AH) y la relación de humificación (RH) de los estiércoles aumentaron significativamente, en especial, en el proceso de vermicompostaje. Los mayores aumentos de esos parámetros y la menor relación C/N de los estiércoles biotransformados por las lombrices implicaría que esos productos finales tendrían mayor estabilidad que los obtenidos en ausencia de lombrices. En general, el tipo de dieta consumida por las cabras tuvo escasa influencia sobre las características orgánicas de los estiércoles biotransformados con lombrices, aunque el procedente de la dieta que contenía destríos de mango presentaba un mayor nivel en sustancias húmicas.

Tabla 2. Valores medios (n=3) de nutrientes y metales pesados de los estiércoles iniciales y biotransformados en presencia o ausencia de lombrices. En cada columna, letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p<0,05).

	P	K	Ca	Mg	Na	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	Mo	Ni	Cr
	g kg^{-1}							mg kg^{-1}					
Inicial													
DC	13d	5,4a	34d	7,6c	0,87a	0,76d	0,63c	126e	28c	212d	6c	5,9c	2b
DM	12d	4,2b	44c	9,6b	0,75b	0,97c	0,8b	193d	42b	422a	5,5c	5,7c	2,6b
Final-biotransformado con lombrices													
DC	20a	4,3b	53b	11a	0,75b	1,3b	1,1a	201cd	45b	356bc	8,4ab	6,8ab	3,5a
DM	16c	2,8d	61a	11a	0,64d	1,5a	1,2a	266a	54a	432a	5,9c	6,2bc	3,8a
Final-biotransformado sin lombrices													
DC	18b	5,3a	56ab	11a	0,71c	1,2b	1,1a	223bc	45b	313c	8,7a	6,4bc	3,2a
DM	16c	3,5c	57ab	12a	0,60e	1,3b	1,1a	241b	56a	383ab	7,3b	7,4a	3,3a

El estiércol procedente de cabras alimentadas con la dieta DM contenía más Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Cu y Zn, mientras que los valores de K y Na fueron mayores en el estiércol de cabras que recibían la dieta DC (Tabla 2). No se detectaron concentraciones de Cd, Pb y Co por la metodología analítica utilizada (<0,025 mg kg^{-1}) ni en los estiércoles iniciales ni en sus productos biotransformados. La biotransformación de ambos estiércoles, en presencia o ausencia de lombrices, aumentó significativamente la concentración de todos los elementos, excepto K y Na. Porcentualmente, los aumentos registrados (entre 6-80% dependiendo del elemento), fueron similares para ambos procesos de biodegradación. Esos aumentos, también observados en otros procesos de vermicompostaje se debían a la mineralización de la materia orgánica de los estiércoles y a la reducción de su volumen durante su biodegradación (Nogales y col., 2005, 2014, 2017). Las disminuciones de K y Na serian causadas por una pérdida parcial de estos elementos, debido a su elevada solubilidad, a través de las aguas de lixiviación que percolaron de los estiércoles (Garg y Kaushik, 2005). Aunque los productos finales de ambos procesos biodegradativos podrían utilizarse como productos fertilizantes según la legislación española (RD 506/2013), las concentraciones detectadas de Zn (>200 mg kg^{-1}) restringirían su uso como enmiendas orgánicas en agricultura ecológica.

4. CONCLUSIONES

El vermicompost obtenido a partir de estiércol de cabras alimentadas con una dieta que incluía destríos de mango cumple con los requisitos establecidos por la legislación española para ser comercializado como enmienda orgánica para su uso en agricultura. Su composición fue similar a la del vermicompost de estiércol precedente de cabras alimentadas con una dieta comercial, presentando mayores concentraciones de ácidos húmicos, calcio, manganeso, cobre y zinc. Los estiércoles biotransformados por las lombrices tuvieron mayor grado de estabilidad que los obtenidos en ausencia de ellas.

5. BIBLIOGRAFIA

Burton C.H., Turner C., 2003. *Manure Management: Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*, 2nd edition. Silsoe Research Institute, Bedford, UK. 455 p.

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.

Elvira C., Sampedro L., Benítez E., Nogales R. 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with Eisenia andrei: A pilot scale study. *Bioresource Technol.* 63, 211-218.

Fernández-Gómez M.J., Romero E., Nogales R., 2010. Feasibility of vermicomposting for vegetable greenhouse waste recycling. *Bioresource Technol.* 101, 9654- 9660.

Garg V.K., Kaushik P., 2005. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida. Bioresource Technol.*, 96, 1063-1071.

Mirabella N., Castellani V., Sala S., 2014. Current options for the valorization of food manufacturing waste: A review. *J. Clean. Prod.* 65, 28-41

Nogales R., Cifuentes C., Benítez E., 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. *J. Environ. Sci. Health, Part B*, 40: 659-673.

Nogales R., Romero E., Fernández-Gómez M., 2014. *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones.* Ed. Mundi Prensa, Madrid, 172 pp.

Nogales R., Fernandez-Yepes J., LLopis T., Molina-Alcaide E., 2017. Biotransformacion, con o sin lombrices, de estiercoles de cabras alimentadas con diferentes dietas. En: R. López, F. Cabrera (Eds). *Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente*. Ed. Red Española de Compostaje, Sevilla, pp. 146-150

Romero-Huelva M., Ramos-Morales E., Molina-Alcaide E., 2012. Nutrient utilization, ruminal fermentation, microbial abundances, and milk yield and composition in dairy goats fed diets including tomato and cucumber waste fruits. *J. Dairy Sci.* 95, 6015-6026.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por la Junta de Andalucía, Proyecto de Excelencia P12-AGR-587 y cofinanciado con fondos FEDER.

VERMIREMEDIACIÓN DE BIOMEZCLAS AGOTADAS POR SU USO EN SISTEMAS BIOBED DE ELIMINACIÓN DE PLAGUICIDAS

Esperanza Romero, Laura Delgado, Rogelio Nogales

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

RESUMEN: Las biomezclas de los sistemas biobed, diseñados para eliminar la contaminación puntual por plaguicidas, tienen que reemplazarse periódicamente para mantener su eficacia, es por ello, que se generan biomezclas residuales. Este estudio evaluó la viabilidad del vemicompostaje para eliminar residuos de plaguicidas en dos biomezclas residuales con diferente composición T (suelo:turba:paja) y O (suelo:vermicompost de alperujo:poda de olivo), ambas en proporción 25:25:50 (v:v:v). Esas biomezclas residuales, que fueron usadas para eliminar los plaguicidas imidacloprid, diuron, tebuconazol y oxifluorfen de una solución, se colocaron, por triplicado, en recipientes y se separaron, con una malla, de un estiércol en donde se inocularon lombrices no cliteladas de la especie *Eisenia fétida*. Como controles se usan las biomezclas sin contaminar o las residuales, pero sin inoculación de lombrices. El progreso de las lombrices se monitoreó durante 90 días. En las biomezclas no contaminadas el desarrollo de las lombrices fue adecuado. En las biomezclas residuales, la colonización fue entre el 56 y el 75%, lo cual ocurrió a los 45 días de su inoculación en el estiércol. La presencia de lombrices modificó la composición química de ambas biomezclas, lo cual no tuvo lugar en ausencia de ellas. La reducción de los residuos de Imidacloprid y tebuconazol fue significativamente mayor en la biomezcla O que en la biomezcla T. Comparativamente, la presencia de lombrices estimuló la eliminación de diuron y oxifluorfen en la biomezcla T, mientras que en la biomezcla O su efecto no fue significativo.

PALABRAS CLAVE: *Eisenia fetida*, escala laboratorio, biomezclas residuales, residuos de plaguicidas, composición química

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de bioremediación biobeds, constituidos por biomezclas activas de suelo, turba u otra enmienda orgánica y paja u otros materiales lignocelulósicos (Castillo y col., 2008), han experimentado un notable auge en los últimos años, contabilizándose más de 10000, especialmente en países de Europa y de Iberoamérica (Díaz, 2017). Recientemente la FAO ha recomendado su implementación en las áreas agrícolas para reducir la contaminación puntual por plaguicidas (FAO, 2016). Las biomezclas utilizadas en esos sistemas tienen que ser reemplazadas cada 5 a 8 años debido a la pérdida de su efectividad. Esas biomezclas agotadas o residuales pueden ser reutilizadas previa eliminación de los residuos de plaguicidas retenidos en ellas, para lo cual su compostaje se ha verificado como una tecnología eficaz (De Wide y col. 2010; Karas y col. 2016). Sin embargo, otras tecnologías biológicas aún no han sido utilizadas para eliminar los xenobioticos aun presentes en las biomezclas residuales. En este sentido, el estudio tuvo como objetivo evaluar la viabilidad del vermicompostaje para eliminar residuos de plaguicidas de biomezclas residuales y posibilitar una segura reutilización.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la elaboración de las biomezclas se utilizaron los siguientes materiales: a) suelo de textura francolimoarcilloso, b) turba de Padul (Granada) c) paja de cebada, d) vermicompost obtenido, de una mezcla de alperujo y estiércol caprino (4:1 ps:ps) en litera convencional, utilizando lombrices de la especie *Eisenia fetida* durante 18 semanas y 2 meses de maduración (Castillo y col., 2013), e) restos de poda del cultivo de olivar. Todos los materiales fueron secados al aire y tamizados por 4 mm antes de su uso en las biomezclas

Se ensayaron dos biomezclas constituidas por suelo:turba:paja (T) y por suelo:vermicompost de alperujo:poda de olivo (O), ambas en proporción 25:25:50 (v:v:v) y sus correspondientes biomezclas residuales (TC y OC) retiradas de un sistema biobed ensayado por Delgado-Moreno y col. (2017), para la eliminación de imidacloprid, diuron, tebuconazol y oxifluorfen (Tabla 1). 100 gramos (peso seco) de cada biomezcla, sin contaminar o contaminadas, se colocaron, por triplicado, en recipientes cilíndricos de 1 L. Cada biomezcla se separó, mediante una malla, de un estiércol de caballo, en donde se inocularon 5 g de lombrices no cliteladas de la especie *Eisenia fétida* (+L). Además, ambas biomezclas contaminadas fueron ensayadas sin inoculación de lombrices (-L). Todos los recipientes se colocaron en un invernadero controlado y la humedad de las biomezclas se mantuvo entre 80-85% mediante riegos periódicos con un pulverizador de agua. A los 7, 15, 30, 45, 60, 75 y 90 días se determinó la biomasa y numero de lombrices en cada biomezcla y en el estiércol de caballo. Retiradas las lombrices, las propiedades químicas de las biomezclas se determinan según métodos descritos por Fernández-Gómez y col. (2010).

Tabla 1. Concentración residual (mg kg^{-1}) de los plaguicidas en las biomezclas utilizadas en sistemas de bioremediación biobed transcurrida su máxima eliminación.

	Imidacloprid	Diuron	Tebuconazol	Oxifluorfen
TC	23,2±0,5	0,89±0,14	24,0±1,6	42,9±2,4
OC	28,2±0,5	0,55±0,02	42,3±3,0	66,8±5,4

TC: biomezcla residual de suelo:turba:paja
OC: biomezcla residual de suelo:vermicompost alperujo:poda olivo

La extracción de los residuos de plaguicidas de las biomezclas se realizó mediante el método QuEChERS optimizado con extracción /partición con acetonitrilo (Delgado-Moreno y col., 2017). El análisis de los plaguicidas se realizó en un cromatógrafo liquido (series 1100 Agilent Technologies, Santa Clara, CA) equipado con detector de diodos en cadena V-UV. Las recuperaciones fueron superiores al 85% en los cuatro plaguicidas y el límite de cuantificación de cada uno de ellos fue de 0,1 mg kg^{-1}.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los 45 días de la inoculación de las lombrices en el estiércol, más del 90% de ellas se encontraban en las biomezclas sin contaminar (T,O) (Figura 1a). Comparativamente, la biomasa de las lombrices fue mayor en la biomezcla O que en la T (Figura 1b). Posteriormente, el número y biomasa de las lombrices se mantuvo constante o tendió a disminuir hasta el final del periodo de vermicompostaje. Ello implicaría, que, aunque en ambas biomezclas sin contaminar no hubo mortalidad de lombrices, su desarrollo y crecimiento fue muy limitado, y un escaso número de ellas tuvieron clitelo. Ello sería debido posiblemente a una escasez de recursos nutritivos en las

biomezclas, por lo que la dinámica poblacional fue diferente a la observada en otros procesos de vermicompostaje utilizando diferentes residuos orgánicos (Nogales y col., 2014).

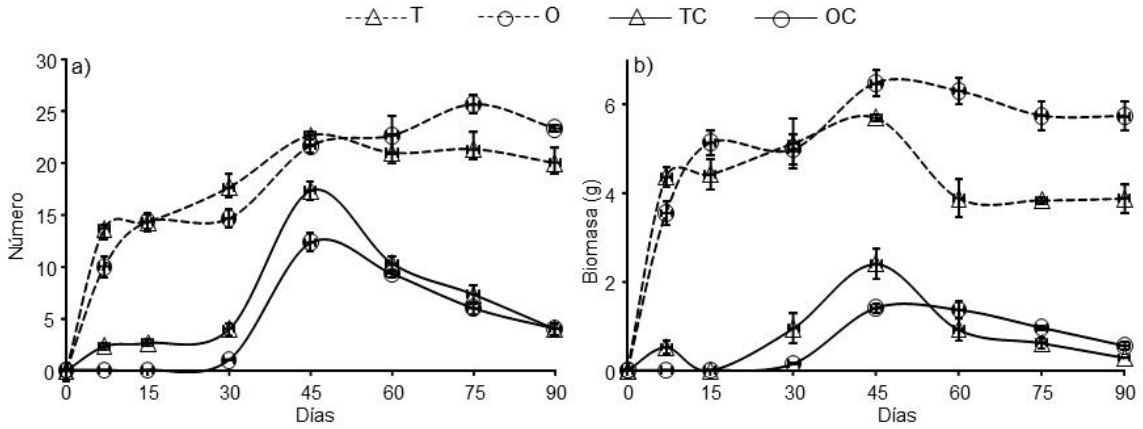


Figura 1. Evolución del número de lombrices (a) y su biomasa (b) durante el proceso de vermicompostaje en biomezclas sin contaminar (T, O) y contaminadas (TC, OC) con plaguicidas.

Pese a los niveles relativamente elevados de plaguicidas detectados en las biomezclas residuales (Tabla 1), especialmente de imidacloprid, cuya concentración sería letal para *Eisenia fétida* (Fernández-Gómez y col., 2011), a los 45 días de la inoculación de las lombrices en el estiércol, un considerable porcentaje de ellas (75% en TC y 56% en OC) habían colonizado ambas biomezclas. Sin embargo, el tamaño de esas lombrices era muy pequeño (0,10-0,17g) y ninguna presentó clitelo. Posteriormente el número y biomasa de las lombrices disminuyó apreciablemente hasta el final del periodo experimental, lo cual deja patente que las biomezclas residuales no son un hábitat adecuado para el mantenimiento de una población de lombrices.

Tabla 2. Valores medios (n=3) de pH, conductividad, carbono orgánico total, carbono hidrosoluble, nitrógeno kjeldahl total y relación C/N en las diferentes biomezclas ensayadas. En cada biomezcla, letras distintas indican diferencias significativas (P<0.05) entre los valores iniciales y finales de cada parámetro analizado.

	pH		CE dS m^{-1}		COT g kg^{-1}		CH		NKT		C/N	
	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F
						Biomezcla T						
+L	7,0a	7,1a	3,0a	2,7b	139a	131a	2,2a	2,0a	7,1b	8,9a	20a	15b
						Biomezcla TC						
+L	7,1a	7,2a	3,4b	3,1c	114a	102b	1,3a	1,1c	6,4b	7,3a	18a	14b
-L		7,3a		3,6a		112a		1,2b		6,2b		18a
						Biomezcla O						
+L	8,1a	8a	1,3a	1,3a	151a	104b	9,6a	7,2b	8,4b	13,3a	18a	8b
						Biomezcla OC						
+L	8,1a	7,5c	2,4a	1,5b	143a	125b	6,5a	4,1b	12,5b	13,6a	11a	9b
-L		7,8b		2,4a		138a		5,8a		12,9b		11a

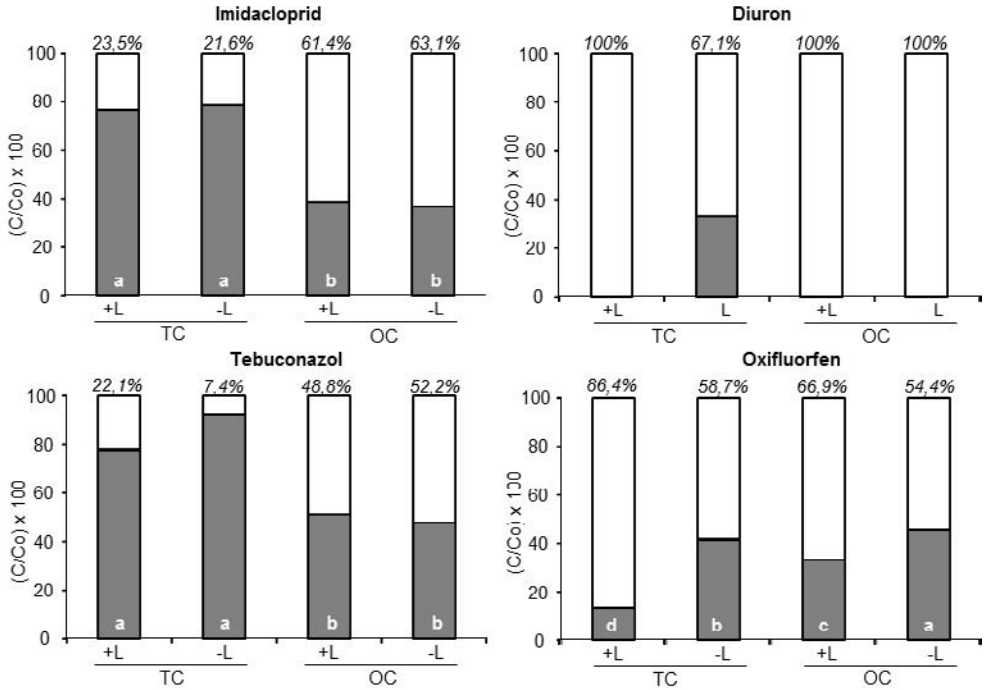


Figura 2. Concentración relativa ((C/CO)x100) (barra gris) y porcentaje eliminado (barra blanca) de cada plaguicida en las biomezclas residuales al final del periodo de vermicompostaje. En cada plaguicida, letras distintas indican diferencias significativas entre las biomezclas (P<0,05).

En el proceso de vermicompostaje los cambios en los niveles de carbono orgánico total, carbono hidrosoluble y relación C/N (Tabla 2), fueron más apreciables en la biomezcla que contenía vermicompost de alperujo y poda de olivar. En las biomezclas residuales (TC+L y OC+L) y pese al escaso desarrollo de la población de lombrices, los cambios observados fueron similares a los de las biomezclas sin contaminar, siendo porcentualmente mayores las variaciones registradas en la biomezcla OC. En las biomezclas residuales sin inoculación de lombrices (TC-L y OC-L), no se observaron cambios significativos de la composición química entre el inicio y final del proceso. Los cambios porcentuales de los parámetros analizados en las biomezclas sin contaminar o contaminadas con plaguicidas y colonizadas por lombrices, fueron, comparativamente, menores que los observados en otros procesos de vermicompostaje convencionales de residuos orgánicos (Castillo y col., 2013; Fernández-Gómez y col., 2010; Nogales y col., 2014); reflejo de los escasos cambios observados de la dinámica poblacional de lombrices y por ello, en su menor potencial para biotransformar las biomezclas ensayadas.

La biotransformación de las biomezclas residuales contaminadas (TC y OC) durante 90 días, en presencia (+L) o ausencia (-L) de lombrices, favoreció la eliminación de los residuos de plaguicidas (Figura 2), con porcentajes de disipación similares a los observados para otros plaguicidas utilizando procesos de compostaje (De Wide y col., 2010; Karas y col., 2016). El herbicida diuron desapareció completamente en tres de esas biomezclas, excepto en aquella que contenía turba y paja y que no había sido colonizada con lombrices, donde el porcentaje de eliminación fue del 67%. La reducción de los residuos de imidacloprid y tebuconazol fue significativamente mayor en la biomezcla OC que en la biomezcla TC. En la biomezcla OC, las reducciones registradas fueron superiores al 60% para el insecticida imidacloprid y superiores al 48% para el fungicida tebuconazol, no observándose variaciones significativas en esa biomezcla tratada con lombrices o sin ellas. En cambio, la eliminación del oxifluorfen fue mayor en la biomezcla TC que

en la OC. La presencia de *Eisenia fetida* fue significativamente más efectiva (entre un 11 y 28%) para eliminar ese herbicida en comparación con las biomezclas ensayadas sin lombrices.

4. CONCLUSIONES

La presencia de residuos de plaguicidas en las biomezclas residuales limitaría la aplicabilidad del vermicompostaje como tecnología biológica para reciclar esos materiales. Esa limitación dependería de la toxicidad de los plaguicidas a las lombrices. Pese a esa limitación, el vermicompostaje parece estimular la eliminación de los residuos de plaguicidas de las biomezclas residuales.

5. BIBLIOGRAFÍA

Castillo M.d.P., Torstensson L., Stenström J., 2008. Biobeds for environmental protection from pesticides uses - A review. *J Agr Food Chem.* 56, 6206-6219.

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.

De Wilde T., Debaer C., Ryckeboer J., Springael D., Spanoghe P., 2010. The influence of small-and large-scale composting on the dissipation of pesticide residues in a biopurification matrix. *J. Sci. Food Agric.* 90, 1113–1120.

Delgado-Moreno, L., Nogales, R., Romero, E., 2017. Biodegradation of high doses of commercial pesticide products in pilot-scale biobeds using olive-oil agroindustry wastes. *J. Environ. Manage.* 204, 160-169

Díaz M.C., 2017. Creation and current state of art of biobed's use in the world. *III Latin American Biobed Workshop.* 24 pp. Embrapa Uva e Vinho, Bento Gonçalves, RS, Brasil.

FAO, 2016. Biobed: Un lecho biológico para minimizar la contaminación puntual por plaguicidas. http://www.fao.org/3/a-i5888s.pdf. (fecha de consulta: 30/08/2018).

Fernández-Gómez M.J., Romero E., Nogales, R., 2010. Feasibility of vermicomposting for vegetable greenhouse waste recycling. *Bioresource Technol.* 101, 9654- 9660.

Fernández-Gómez M.J., Romero E., Nogales R., 2011.Impact of imidacloprid residues on the development of *Eisenia fetida* during vermicomposting of greenhouse plant waste. *J. Hazard. Mater.* 192, 1886-1889

Karas P.A. Perruchon C., Karanasios E., Papadopoulou E.S, Manthou E., Sitra., S., Ehaliotis C., Karpouzas D.G., 2016 Integrated biodepuration of pesticidecontaminated wastewaters from the fruit-packaging industry: Bioaugmentation, riskassessment and optimized management. *J. Hazard. Mater.* 320, 635-644

Nogales R., Romero E., Fernández-Gómez M., 2014. *Vermicompostaje: procesos, productos y aplicaciones.* Ed. Mundi Prensa, Madrid, 172 pp.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, Proyecto CTM2013-44271-R y cofinanciado con fondos FEDER. L. Delgado-Moreno agradece al Ministerio de Economía, Industria y Competitividad el contrato concedido a cargo del proyecto. Los autores agradecen a Celia Cifuentes la ayuda técnica prestada.

Usos de los residuos orgánicos

EVALUACIÓN DEL EFECTO AGRONÓMICO Y SUPRESOR DE TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS DE JARDINERÍA EN CAMPOS DE CULTIVO DE PATATA

Gómez-Sánchez, M. A.*, López-Martín, J. J., Morales-Corts, R., Pérez-Sánchez, R.

*Área de Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007 Salamanca. *geles@usal.es*

RESUMEN: La tendencia actual hacia una agricultura más sostenible y la limitación del uso de productos químicos para combatir plagas y enfermedades origina la necesidad de buscar nuevas formas para controlarlas. Teniendo en cuenta que el cultivo de patata en Castilla y León es uno de los principales motores de la economía agraria y que una da las enfermedades importantes que le afectan es *Rhizoctonia solani* se planteó el estudio de té de compost como potenciador de crecimiento y calidad, y como alternativa en el control de la enfermedad. El té se obtuvo a partir de compost de residuos de jardinería procedente de Viveros "El Arca". Los ensayos de campo se llevaron a cabo durante 2017, con tres cultivares industriales de patata para frito (Agria, Hermes y Lady Amarilla) en suelos afectados por *R. solani*. Se aplicaron dos dosis de té de compost: D1 (130 ml m^{-2}) y D2 (400 ml m^{-2}) en cultivos experimentales de patata. Se evaluaron parámetros productivos (altura de la planta, unidades de SPAD, número de brotes, rendimiento, tamaño del tubérculo y calidad de frito) y supresivos (gravedad del ataque). La aplicación de D1, con respecto al control, aumentó el rendimiento (9,47%), mejoró la calidad culinaria (40%) y redujo la incidencia de *R. solani* (7%). Estos resultados muestran que el uso de té de compost de residuos de jardinería puede ser de gran interés para la agricultura orgánica y sostenible.

PALABRAS CLAVE: *Solanum tuberosum*, fertilizante orgánico, control biológico.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día, la patata (*Solanum tuberosum* L.) es el cuarto cultivo más importante del mundo (FAO, 2016) y millones de personas dependen directamente de él para su alimentación, siendo un elemento básico en la dieta e impulsando la economía rural de regiones enteras en el mundo, especialmente en América Latina. Este cultivo sufre del ataque de varias enfermedades que afectan a su productividad, una de las más importantes es la causada por el hongo *Rhizoctonia solani* Kühn, que ocasiona pérdidas de hasta el 30% de la producción, con la consecuente reducción del rendimiento económico. Este hecho, combinado con la limitación actual de las materias activas de origen químico autorizadas para el control fitosanitario y la tendencia hacia una agricultura cada vez más ecológica, ocasiona un grave problema a nivel mundial. Por ello, resulta necesario encontrar nuevas formas de control fitosanitario de la enfermedad, manteniendo los rendimientos y la calidad del cultivo y, al mismo tiempo, respetando el medio ambiente.

Una de las alternativas posibles es la utilización de tés de compost obtenidos por fermentación de compost en fase líquida. En general, los extractos se preparan mezclando compost maduro con agua en proporciones de 1:5 a 1:10 (v / v) (Al-Dahmani y col., 2003). Existen referencias sobre su capacidad para suprimir una gran variedad de patógenos (Martin, 2014; Gómez-Sánchez y col., 2017; Morales-Corts y col., 2018). Estos estudios apoyan el uso de tés de compost de

residuos vegetales como posibles alternativas a la aplicación de fungicidas sintéticos. Además, presentan un efecto promotor del crecimiento vegetal en la producción de cultivos. Reeve y col. (2010) indican que el potencial del té de compost para suplementar o sustituir otros tipos de fertilizantes parece prometedor.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue analizar los efectos de la aplicación de té de compost sobre el crecimiento de la patata y el efecto supresor contra *Rhizoctonia solani* en condiciones de campo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los ensayos de campo se llevaron a cabo en suelos afectados históricamente por *Rhizoctonia* ubicados en el término municipal de Rasueros (Ávila, España) durante la campaña de 2017. La parcela seleccionada está a 800 m de altitud y tiene una temperatura promedio anual de 12,2 °C y una precipitación anual de 375 mm. El suelo tiene un pH de 7,7 y su contenido de materia orgánica es del 1%.

Se utilizó un té de compost de residuos de jardinería en proporción 1:5 (v/v) con agua, obtenido por filtrado tras 5 días de maceración, realizando una aireación de 5 h al día. El té tenía un pH de 7,16, una conductividad eléctrica (CE) de 1,2 dS m^{-1}, 2240 ppm de nitrógeno, 61 ppm de fósforo, 2851 ppm de potasio y un 10,3% de ácidos húmicos sobre m.s.

Se emplearon tres cultivares industriales con aptitud para fritos: Agria, Hermes y Lady Amarilla. Sus sensibilidades a *Rhizoctonia* son diferentes, así el cultivar Hermes presenta cierta resistencia al ataque, Agria es un cultivar sensible y Lady Amarilla está catalogada como cultivar de sensibilidad media.

El ensayo se estableció el 1 de abril de 2017, utilizando un diseño de bloques al azar con tres repeticiones por tratamiento y cultivar. Cada parcela elemental tenía una superficie de 7,5 m^2. El marco de plantación fue de 35 x 75 cm, con lo que cada parcela elemental estaba formada por 28 plantas. Las patatas se recolectaron el 20 de agosto.

Se aplicaron diferentes dosis de té de compost: C: tratamiento control sin aplicación de té, T1: con aplicación de 1 l de té por parcela, T2: con aplicación de 3 l de té por parcela.

Se realizó un primer tratamiento aplicando el té a la línea de siembra. A partir de ese momento se llevaron a cabo pulverizaciones con la dosis indicada cada dos semanas. Se practicó una fertilización de fondo y no se aplicaron productos fitosanitarios ni fertilizaciones minerales posteriores a la siembra. El cultivo se realizó en condiciones de regadío.

Los parámetros analizados fueron a lo largo del cultivo fueron: altura de la planta (cm), contenido de clorofila (SPAD-502) y número de brotes a las tres semanas desde la siembra. Una vez recolectados los tubérculos se registró el rendimiento (kg/parcela), el tamaño del tubérculo (mm) y la calidad del frito. La calidad del frito se evaluó simulando el proceso de fritura industrial utilizando aceite a 178 °C durante 3 minutos y determinando el porcentaje de rodajas de patata oscurecidas. Las diferencias entre los tratamientos se determinaron mediante ANOVA y cuando se encontraron diferencias significativas, se llevó a cabo una prueba de rango de Tukey ($p < 0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos para los tres cultivares se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Efecto del té de compost sobre el crecimiento en plantas de patata.

	Rendimiento (t ha^{-1})	Altura (cm)	Número de tallos por planta	Contenido en clorofila (unidades SPAD)
Agria C	71,37b	9,25b	1,16b	53,41a
Agria T1	79,52a	18,3a	2,75a	51,50a
Agria T2	83,11a	20,5a	1,83a	53,80a
Hermes C	85,39b	13,91b	2,00a	42,85b
Hermes T1	85,03b	24,33a	3,33a	44,63ab
Hermes T2	92,10ab	20,41a	3,08a	50,36a
L. Amarilla C	73,31b	13,75b	2,41b	50,95a
L. Amarilla T1	72,53b	24,83a	4,00a	52,51a
L. Amarilla T2	76,34ab	25,25a	4,66a	53,03a

Diferentes letras en la misma columna y cultivar indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Como se muestra en la Tabla 1, tanto T1 como T2 aumentaron significativamente la producción en los cultivares Agria y Hermes. El rendimiento fue un 9,47% mayor con el tratamiento T2 y un 3,32% con el tratamiento T1. También puede observarse un número mayor en tallos en las plantas a las que se les aplicó té de compost que en los controles, mientras que el contenido en clorofila no tuvo grandes variaciones.

Tabla 2. Efecto del té de compost sobre el rendimiento de patata y severidad del ataque de *Rhizoctonia*.

	Calibre (mm)	Número de tubérculos por planta	% de plantas afectadas por *Rhizoctonia*
Agria C	73,82b	9,73a	11,90
Agria T1	96,38a	7,85a	0
Agria T2	92,38a	7,51a	0
Hermes C	71,00b	12,37a	4,76
Hermes T1	85,22a	9,08ab	0
Hermes T2	85,60a	9,59ab	0
L. Amarilla C	76,83b	11,89a	28,56
L. Amarilla T1	89,34a	9,38a	1,19
L. Amarilla T2	83,13a	10,32a	2,38

Diferentes letras en la misma columna y cultivar indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Como puede verse en la Tabla 2, el té de compost no aumentó la cantidad de tubérculos, pero si aumentó el tamaño de éstos, de ahí el incremento de rendimiento. Concretamente, el tamaño

medio del tubérculo fue un 22,29% mayor que el control para T1 y un 17,96% para T2. Estos resultados están en la línea de resultados obtenidos por otros autores (Hargreaves y col., 2009; Pant y col., 2009 y 2012, Marín y col., 2014), así podríamos afirmar que el efecto como fertilizante de té de compost puede justificar su uso en agricultura convencional y ser un referente en producciones ecológicas.

Respecto a la gravedad del ataque de *Rhizoctonia* señalar que el control de Lady Amarilla sufrió una incidencia importante de la enfermedad, que se redujo mediante la aplicación de las dos dosis de té de compost. Además, se controló totalmente el ataque en los cultivares Agria y Hermes mediante la aplicación de té de compost (0% plantas infectadas). Gómez-Sánchez y col. (2017) confirman el efecto del té de compost sobre el control del patógeno en los ensayos en maceta. Estos autores consideran que el efecto es causado por la actividad microbiológica del té de compost de residuos de jardinería. Asimismo, Weltzien (1989) señala un control positivo del patógeno utilizando materiales orgánicos vegetales compostados. Se ha estudiado el control biológico de diferentes cultivos (Tateda y col., 2012; Pane y col., 2013), en donde el nivel de patogenicidad de *R. solani* se redujo utilizando diferentes tés de compost. Diánez y col. (2007) apuntan que los residuos lignocelulósicos inducen la supresión específica de *R. solani* por la presencia en ellos de *Trichoderma* spp. Además, Krause y col. (2001) relacionaron la supresión de *R. solani* con la presencia de antagonistas microbianos en el compost. Estos resultados están en línea con nuestro estudio en el que se obtuvo un claro efecto supresor sobre *R. solani* en comparación con los controles cuando se aplicó el té de compost.

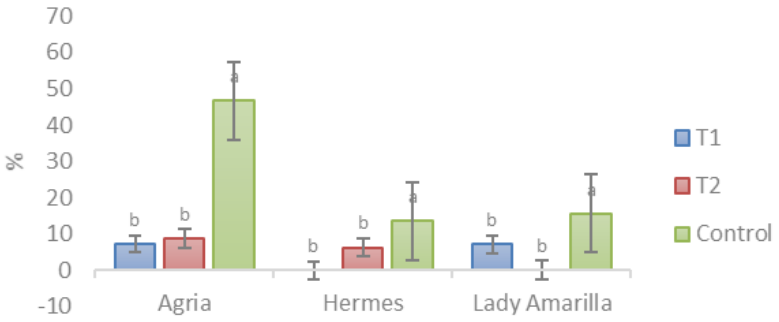


Figura 1. Defectos de fritura (%) en tres cultivares de patata (Agria, Hermes y Lady Amarilla) tratados con té de compost.

En la Figura 1, se muestran los resultados de las pruebas culinarias. Se observa una disminución en el nivel medio de defectos de fritura del 20,47% para T1 y del 17,01% para T2 con respecto a los controles. Este hecho es especialmente importante en el cultivar Agria en el que se logró una reducción en el porcentaje de defectos de fritura del 40%.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de té de compost en el cultivo de patata puede ser de gran interés tanto como biofertilizante, puesto que aumentó la producción y el tamaño de los tubérculos, como para el control de *Rhizoctonia solani.*

Los residuos de jardinería pueden pasar a ser un recurso valioso para usar en agronomía mediante el compostaje y posterior obtención del té de compost. Estos ensayos deberán repetirse en una nueva campaña para corroborar los resultados.

5. BIBLIOGRAFÍA

Al-Dahmani J.H., Abbasi P.A., Miller S.A., Hoitink H.A.J, 2003. Suppression of bacterial spot of tomato with foliar sprays of compost extracts under greenhouse and field conditions. *Plant Dis.* 87, 913-919.

Diánez, F., Santos, M., Tello, J.C., 2007. Suppressive effects of grape marc compost on phytopathogenic oomycetes. *Archives of Phytopathology and Plant Protection* 40, 1-18.

Gómez-Sanchez M.A., Morales-Corts R, Pérez-Sanchez R, López-Martín J.J., 2017. Estudio del valor agronómico del té de compost de residuos de jardinería en el cultivo de patata (*Solanum tuberosum* L.) y su efecto supresor sobre *Rhizoctonia solani* Kühn. *Actas de la Red Española de Compostaje*, 178-183.

Hargreaves J.C., Adl M., Warman P.R., 2009. Are compost teas an effective nutrient amendment in the cultivation of strawberries? *Soil and plant tissue effects* 89, 390-397.

Krause M.S., Madden L.V., Hoitink, H.A., 2001. Effect of potting mix microbial carrying capacity on biological control of *Rhizoctonia* damping-off of radish and *Rhizoctonia* crown and root rot of poinsettia. *Phytopathology* 91, 1116-1123.

Marín F., Diánez F., Santos M., Carretero F., Gea F.J., Castañeda C., Navarro M.J., Yau J.A., 2014. Control of *Phytophthora capsici* and *Phytophthora parasitica* on pepper (*Capsicum annuum* L.) with compost teas form different sources, and their effects on plant growth promotion. *Phytopathology Mediterranea* 53, 216-228.

Martin C.C.S., 2014. Potential of compost tea for suppressing plant diseases. CAB Reviews 9, 1-38.

Morales-Corts M.R., Pérez-Sánchez R., Gómez-Sánchez M.A., 2018. Efficiency of garden waste compost teas on the tomato growth and suppressiveness against soilborne pathogens. *Scientia Agricola* 75 (5), 361-443

Pane C., Piccolo A., Spaccini R., Celano G., Villecco D., Zaccardelli M., 2013. Agricultural waste-based composts exhibiting suppressivity to diseases caused by the phytopathogenic soil-borne fungi *Rhizoctonia solani* and *Sclerotinia minor*. *Applied Soil Ecology* 65, 43-51.

Pant A.P., Radovich T.J., Hue N.V., Talcott S.T., Krenek, K.A., 2009. Vermicompost extracts influence growth, mineral nutrients, phytonutrients and antioxidant activity in pak choi (*Brassica rapa* cv. Bonsai, Chinensis group) grown under vermicompost and chemical fertiliser. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 89, 2383-2392.

Pant A.P., Radovich K.T.J., Hue V.N., Paull E.R., 2012. Biochemical properties of compost tea associated with compost quality and effects on pak choi growth. *Sci Horticulturae* 148,138-146.

Reeve J.R., Carpenter-Boggs L., Reganold J.P., York, A.L., Brinton, W.F., 2010. Influence of biodynamic preparations on compost development and resultant compost extracts on wheat seedling growth. *Bioresource Technology* 101, 5658-5666.

Tateda M., Yoneda D., Sato Y., 2012. Effects of Compost Tea Making from Differently Treated Compost on Plant Disease Control. JSPS/VAST, 433-436.

Weltzien H. C., 1991. *Biocontrol of foliar fungal diseases with compost extracts.* En: Andrews, J. H., Hirano, S. S. (Eds.). Microbial ecology or leaves. Springer-Verlag, NewYork, ppl 430-450.

VALORIZACIÓN DE COMPOST DE LODOS DE EDAR EN UN CULTIVO DE VIÑA

Mª Remedios Albiach[1], Pedro Rojo[2], Vicente Fajardo[2], Gloria Fayos[2], Tatiana Montoya[1]

[1]Global Omnium Medioambiente, S.L., Gran Vía Marqués del Turia, 17 bajo drcha., 46005 Valencia, [2]Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia, mremalvi@globalomnium.com

RESUMEN: La economía circular está basada en un modelo de reutilización y reciclado, cuya finalidad es la reducción de residuos al convertirlos en recursos. En las plantas de depuración de aguas residuales el principal residuo generado es el lodo y para convertirlo en recurso, de acuerdo con las nuevas tendencias legislativas, es necesario que éste sea tratado. Uno de los tratamientos posibles para el lodo es el compostaje, que lo transforma en un producto más estable y fácil de manejar, y que, además, posee una composición que lo hace muy adecuado para su uso como fertilizante en agricultura.
El objetivo del presente estudio fue conocer el efecto de la aplicación como fertilizante de los compost de lodos de depuración, producidos en una experiencia de compostaje previa, sobre un cultivo de viña, tanto a nivel de producción y calidad de la uva, como a nivel del estado nutricional del cultivo.
Los resultados obtenidos han puesto de manifiesto que los compost aplicados han dado lugar a una producción, calidad y contenidos similares a los del tratamiento control, no encontrándose diferencias entre los distintos tratamientos aplicados durante los dos años que ha durado el ensayo.

PALABRAS CLAVE: fertilización, materia orgánica, producción, uvas, nutrientes.

1. INTRODUCCIÓN

El modelo de reutilización y reciclado en el que se basa la economía circular tiene como objetivo principal la reducción de los residuos generados al convertirlos en recursos. El residuo principal que se genera en una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) es el lodo, el cual, siguiendo las nuevas tendencias legislativas europeas, debe ser tratado para poder ser utilizado y convertirlo en un recurso.

El compostaje es uno de los tratamientos que se le puede dar a los lodos de EDAR, transformándolos en un producto más estable y fácil de manejar, siendo además el compost un producto que posee una composición muy adecuada para su uso en la fertilización de los cultivos y que, además, mejora las propiedades del suelo (Albiach y col., 2001, Bustamante y col., 2011) actuando como un abono de liberación lenta de nutrientes (Moral y Muro, 2008).

El objetivo de este estudio fue conocer el efecto de los compost de lodos de EDAR, producidos en una experiencia previa (Albiach y col., 2016), sobre la producción, calidad y contenido nutricional de las vides.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo se inició en 2016 en una parcela de viña adulta con suelo franco arcilloso situada en la finca Casa Pucheros en Requena (Valencia; 39° 22’ 1.41” N, 1° 5’ 41.64” W). El diseño

experimental del ensayo fue de bloques al azar con diez tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos fueron un control sin fertilización (T), uno con fertilización mineral (FM), a la dosis habitual en la zona, y ocho tratamientos con cuatro compost a dos dosis diferentes. Las dosis de los compost fueron calculadas en base al N del tratamiento FM, de forma que se suplieran las necesidades del cultivo, suponiendo que en la dosis alta el 25% del N se mineraliza durante el primer año, y que en la dosis baja lo hace el 50%. Los compost utilizados, cuyas características principales se muestran en la Tabla 1, fueron producidos con lodos como residuo principal y otros restos vegetales, tales como restos de jardinería (C2), raspajo de uva (C3), restos forestales (C5) y paja de cebada (C8). Para conocer el efecto de la aplicación de los compost se estudiaron la producción, calidad y contenido nutritivo de los frutos, así como el contenido nutricional de las cepas durante dos años consecutivos. Todas las muestras fueron analizadas según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

Tabla 1. Principales características de los compost.

	pH	CE	MOT	NT	C/N	P_2O_5	K_2O	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg	*Salmonella*	*E. coli*
		dS m^{-1}	%	%			mg kg^{-1}									ufc g^{-1}
C2	7,6	2,3	72	2,32	16,3	11900	8630	<1	83,9	22	14	160	499	0,33	ausencia	2
C3	8,9	1,82	65	2,6	12,9	15200	14100	<1	161	28	26	140	897	0,52	ausencia	8
C5	6,5	1,73	76	2,8	16,2	10400	4040	<1	141	24	18	190	1020	0,56	ausencia	<1
C8	6,7	3,89	74	3,24	13,4	30600	19900	<1	206	33	27	59	951	0,59	ausencia	31

CE: conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total;
COOx: carbono orgánico oxidable; NT: nitrógeno total.

Para determinar diferencias estadísticas entre tratamientos se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) usando el test post-hoc de Duncan ($p<0,05$).

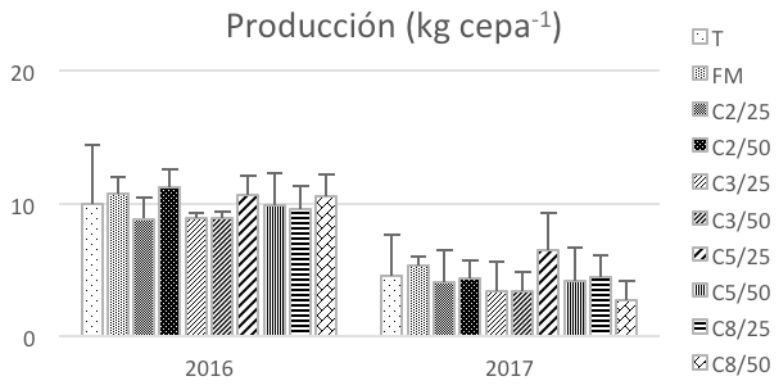


Figura 1. Efecto de la aplicación de los tratamientos sobre la producción durante los dos años de estudio.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Producción

La producción de las cepas fue muy similar entre tratamientos en ambos años (Figura 1), no encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre los mismos, lo que está de acuerdo con lo visto por Morlat (2008) que tampoco encontró diferencias en la producción durante los primeros años de aplicación de enmiendas orgánicas en viñas adultas. En el segundo año de estudio se observó una menor producción, con una disminución con respecto a 2016 de entre el 20 y el 70% según la zona de la parcela, debido a que en el periodo de cuajado de los frutos hubo una fuerte granizada que afectó de forma diferenciada a la superficie de la parcela experimental.

3.2. Calidad de la cosecha

En el cultivo de la vid para vinificación tiene una gran importancia la calidad de las uvas, donde se incluyen parámetros relacionados con el mosto y diferentes componentes disueltos en él que determinarán las características futuras del vino. Los parámetros de calidad estudiados no presentaron diferencias estadísticamente significativas tras la aplicación de los distintos tratamientos en ninguno de los dos años, observándose valores muy similares entre sí para todos ellos. Esto mismo fue observado también por otros autores (Morlat y Symoneaux, 2008; Schmidt y col., 2014) en los primeros años de aplicación de enmiendas orgánicas en viñas adultas. En la Tabla 2 se muestran los parámetros de calidad estudiados durante los dos años de ensayo como media de ambos años.

Tabla 2. Efecto de la aplicación de los tratamientos sobre los parámetros de calidad de las uvas. Media de los dos años de estudio.

	T	FM	C2-25	C2-50	C3-25	C3-50	C5-25	C5-50	C8-25	C8-50
PM	2,8	2,8	2,4	2,4	2,2	2,3	2,7	2,8	2,7	2,3
SST	18,9	19,1	19,7	19,5	19,3	20,5	18,4	19,2	18,7	21,1
pH	3,3	3,3	3,3	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,4
A	4,3	4,3	4,0	4,3	3,8	4,1	4,3	4,8	4,8	3,9
GA	11,1	11,2	11,6	11,4	11,3	12,0	10,8	11,2	11,0	12,4

PM: peso medio (g), SST: sólidos solubles totales (º Brix),
A: acidez total (g ác. tartárico L^{-1}), GA: grado alcohólico.

3.3. Contenido nutritivo de los frutos

El contenido de nutrientes de las uvas resultó muy poco afectado por la aplicación de los compost de lodos, encontrándose tan solo diferencias significativas en el contenido de zinc (datos no mostrados), siendo los valores más elevados los del control y el tratamiento C8-50. Por el contrario, otros autores, Morlat y Symoneaux (2008), sí encontraron diferencias significativas entre tratamientos en los principales nutrientes de las bayas al aplicar enmiendas orgánicas. Dada la similitud del contenido de nutrientes en las uvas en los dos años de estudio se muestran en la Tabla 3 los valores medios de ambas campañas. En ella se puede observar que el contenido de

los nutrientes es muy similar para todos los tratamientos, no encontrándose una tendencia clara en el comportamiento de los mismos.

Tabla 3. Efecto de la aplicación de los tratamientos sobre el contenido de los nutrientes de los frutos. Media de los dos años de estudio.

Nutrientes	T	FM	C2-25	C2-50	C3-25	C3-50	C5-25	C5-50	C8-25	C8-50
N (%)	0,572	0,662	0,658	0,683	0,503	0,567	0,647	0,525	0,504	0,467
P (%)	0,083	0,083	0,085	0,087	0,080	0,079	0,089	0,074	0,084	0,077
K (%)	0,685	0,711	0,629	0,635	0,685	0,593	0,587	0,592	0,610	0,596
Ca (%)	0,143	0,146	0,144	0,140	0,152	0,144	0,161	0,146	0,156	0,149
Mg (%)	0,047	0,050	0,049	0,048	0,049	0,046	0,055	0,046	0,052	0,048
B (mg kg^{-1})	24,5	24,6	22,7	21,3	25,0	22,3	22,3	21,9	24,4	24,6
Cu (mg kg^{-1})	3,06	3,73	3,40	3,24	3,62	3,27	3,80	2,92	3,33	3,10
Zn (mg kg^{-1})	5,65	4,90	4,34	4,90	5,71	5,67	5,12	4,75	6,28	4,62
Fe (mg kg^{-1})	11,0	13,5	16,5	11,8	15,5	11,3	14,2	12,1	13,3	14,6
Mn (mg kg^{-1})	3,68	3,55	3,80	3,55	3,83	4,17	3,99	3,27	3,65	3,98

3.4. Contenido nutricional de las hojas

Los análisis foliares nos ayudan a conocer el estado nutritivo de las plantas. Los resultados del estudio, resumidos como media del contenido de los dos años de estudio en la Tabla 4, mostraron muy pocas diferencias entre tratamientos, encontrando valores muy similares para todos ellos, excepto en el contenido de Ca donde los tratamientos C5-50 y C8-25 dieron los valores más elevados. Estos resultados no están de acuerdo con lo encontrado por Morlat (2008) que sí encontró diferencias significativas en los principales nutrientes de las hojas tras la aplicación de enmiendas orgánicas.

Tabla 4. Efecto de la aplicación de los tratamientos sobre el contenido nutricional del cultivo. Media de los dos años de estudio.

	T	FM	C2-25	C2-50	C3-25	C3-50	C5-25	C5-50	C8-25	C8-50
N (%)	1,91	2,03	1,92	1,90	1,79	2,09	1,93	1,89	2,05	2,04
P (%)	0,157	0,157	0,149	0,163	0,170	0,148	0,163	0,157	0,164	0,143
K (%)	0,814	0,880	0,683	0,754	0,852	0,785	0,857	0,807	0,832	0,886
Ca (%)	3,16	3,20	3,13	3,22	3,23	3,20	3,00	3,45	3,29	3,18
Mg (%)	0,566	0,536	0,628	0,588	0,557	0,557	0,536	0,576	0,532	0,554
B (mg kg^{-1})	46,4	45,7	41,1	42,8	42,2	43,7	47,0	45,8	43,5	43,4
Cu (mg kg^{-1})	7,11	8,16	6,63	7,16	6,89	6,86	7,51	6,51	6,84	6,75
Zn (mg kg^{-1})	35,4	37,1	36,5	36,5	33,7	35,3	34,8	32,2	33,6	34,6
Fe (mg kg^{-1})	205	196	193	201	189	209	197	229	219	204
Mn (mg kg^{-1})	128	112	126	132	118	136	114	138	126	135

En general, los valores encontrados de los diferentes nutrientes para los tratamientos durante los dos años de estudio estuvieron dentro de los niveles considerados como satisfactorios en viña adulta (Domínguez, 1984; Mills y Jones, 1996), a excepción del nitrógeno que resultó estar ligeramente por debajo de dichos niveles en alguno de los tratamientos.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos nos muestran que los compost de lodos de EDAR se han comportado de forma similar a los tratamientos control y fertilización mineral. El hecho de que no haya diferencias significativas entre tratamientos, ni siquiera con el control sin fertilizar, nos indica que la rusticidad de la vid, combinada con la fertilidad de la parcela y el efecto residual que pudiera quedar en la misma, pese a los años que ha estado sin aplicación, provocaron una falta de respuesta del cultivo a los tratamientos. Además, se ha comprobado que no ha aparecido ningún efecto negativo con la aplicación del compost de lodos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Tecnol*. 76, 125-129.

Albiach R., Rojo P., Montoya T., Fajardo V., 2016. Compostaje de lodos de EDAR con restos vegetales para su posterior valorización agrícola. En: R. López, F. Cabrera (Eds). *Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente*. V Jornadas de la Red Española de Compostaje, noviembre 2016, Sevilla (España), ISBN 978-84-617-9214-6, pp. 83-86.

Bustamante M.A., Said-Pullicino D., Paredes C., Moral R., 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous Sandy-loam soil. *Agr. Ecosyst. Environ* 140, 80-87.

Domínguez Vivanco A., 1984. Tratado de fertilización. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 585 pp.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para el Riego. Tomo III. Plantas, Productos Orgánicos Fertilizantes, Suelos, Aguas, Productos Fitosanitarios, Fertilizantes Fitosanitarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 662 pp.

Mills A.H., Jones J.B., 1996. Plant anlysis handbook 11, a practical sampling, preparation, análisis and interpretation guide. Micro Macro Publissing, Athens, USA. 422 pp.

Moral R., Muro J., 2008. Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost. En: J. Moreno, R. Moral, (Eds.) Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 351-378.

Morlat R., 2008. Long-term additions of organic amendments in a Loire Valley vineyard on a calcareous sandy soil. II. Effects on root system, growth, grape yield and foliar nutrient status of a Cabernet franc vine. *Am. J. Enol. Vitic*. 59:4, 364-374.

Morlat R., Symoneaux R., 2008. Long-term additions of organic amendments in a Loire Valley vineyard on a calcareous sandy soil. III. Effects on fruit composition and chemical and sensory characteristics of Cabernet franc vine. *Am. J. Enol. Vitic*. 59:4, 375-386.

Schmidt H-P., Kammann C., Niggli C., Evangelou M.W.H., Mackie K. A., Abiven S., 2014. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agric. Ecosyst. Environ*. 191, 117-123.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ministerio de Economía y Competitividad la Ayuda Torres Quevedo recibida (Fondos FEDER), así como la colaboración prestada en todo momento por la Finca Casa Pucheros (Requena, Valencia) en el desarrollo del ensayo.

MICROBIOTA RIZOSFÉRICA EN CULTIVO SIN SUELO DE MELÓN SOBRE SUSTRATOS ORGÁNICOS: EFECTO DE LA APLICACIÓN DE TÉ DE VERMICOMPOST Y BIOESTIMULANTES MICROBIANOS

Pedro A Mejía[1,2], María J López[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María del Carmen Salas[2], Juan López-González[1], Macarena M Jurado[1], Joaquín Moreno[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, España. [2]Departamento de Agronomía, Universidad de Almería, Almería, España, pedromejia1205@gmail.com

RESUMEN: El modelo actual de agricultura intensiva está generando impactos ambientales negativos, especialmente en ecosistemas acuáticos debido a la contaminación por nitratos provocada por el uso excesivo de fertilizantes químicos nitrogenados. Por ello, la tendencia en nutrición vegetal, principalmente en agricultura ecológica, se enfoca en restituir o elevar el potencial productivo del suelo o sustrato de cultivo, mediante aportes de materia orgánica que estimulen la actividad de la microbiota rizosférica y, por consiguiente, la salud vegetal. El objetivo de esta investigación fue determinar el impacto del empleo de té de vermicompost y diferentes bioestimulantes microbianos comerciales, en la composición y funcionalidades de la microbiota rizosférica de plantas de melón en cultivo sin suelo en sustrato orgánico constituido por 40% de vermicompost y 60% de fibra de coco. Durante el ciclo de cultivo se evaluó la carga microbiana total (Bacterias y Hongos totales) y funcional (solubilizadores de fosfatos, fijadores de nitrógeno y nitrificantes). Los resultados indicaron que la microbiota total se incrementa como consecuencia del riego con té de vermicompost, el cual aporta grupos microbianos funcionales con actividad biofertilizante; asimismo, la aplicación de bioestimulantes comerciales incrementa los microorganismos fijadores de nitrógeno y solubilizadores de fosfatos. Los resultados de esta investigación demuestran que aportes de té de vermicompost y bioestimulantes microbianos constituyen alternativas viables en agricultura sostenible permitiendo reducir la contaminación de masas de agua, fortalecer los programas de gestión de residuos y, por tanto, la economía circular.

PALABRAS CLAVE: Biofertilizantes; Economía circular; Fijadores de Nitrógeno; Solubilizadores de fosfato.

1. INTRODUCCIÓN

El abuso de fertilizantes químicos y la gestión de los residuos agrícolas constituyen aspectos importantes a resolver, debido a los impactos ambientales negativos que ocasionan y a la pérdida de recursos derivada de la eliminación de residuos vegetales sin aprovechamiento. El potencial de estos residuos, transformados de residuo a recurso, mediante procesos tales como el compostaje o el vermicompostaje genera muchos beneficios en el sector agrícola, tal como el fortalecimiento de la economía circular a través de la disminución o sustitución del uso de fertilizantes por biofertilizantes. Además, contribuyen a reducir la contaminación y obtener un mayor balance ecológico en el sistema (European Commission, 2014). Los extractos acuosos (té) obtenidos a partir de compost y vermicompost, dan lugar a la disolución de moléculas orgánicas e inorgánicas, muchas de ellas bioactivas, y a la suspensión y crecimiento de microorganismos que mejoran el crecimiento de la planta. Entre estos se destacan los microorganismos promotores del crecimiento de plantas, PGPMs (Plant growth promoting microorganisms) (Owen y col., 2015).

El objetivo de esta investigación fue determinar el impacto del empleo de té de vermicompost y diferentes bioestimulantes microbianos comerciales en la composición y funcionalidades de la microbiota rizosférica de plantas de melón en cultivo sin suelo utilizando un sustrato orgánico constituido por vermicompost y fibra de coco.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sustrato de cultivo, Té de vermicompost y PGPMs

El sustrato empleado fue 40%Vermicompost+60%Fibra de Coco (40V60FC). Para la elaboración del té de vermicompost (TV) se utilizó una ratio de 1 kg V 10 L^{-1} agua y aireación durante 4 días. Los PGPMs empleados fueron: Bactel (Bioera S.L.) compuesto mayoritariamente por rhizobacterias (*Bacillus sp*. y *Paenibacillus sp*.) (PGPB); Tusal (Certis) que contiene hongos del género *Trichoderma, T. atroviride* y *T. asperelum* (TRICH); y Bioradis (Bioera S.L.) constituido por hongos micorrízicos (HMA).

2.2. Cultivo de melón y tratamientos

El ensayo se realizó en un invernadero multitunel (Fundación UAL-ANECOOP, Almería). El melón (*Cucumis melo* L. var. *reticulatus*), se sembró sobre el sustrato base (40V60FC) en marzo de 2017 y el régimen de riego se estableció con sensor de contenido de humedad de sustrato de 20 – 28% según fase fenológica del cultivo, el té de vermicompost se inyectó en sistema de riego a una ratio de 80 mL L^{-1} agua para todos los tratamientos. Los tratamientos establecidos fueron: T1, Sin PGPMs; T2, HMA; T3, PGPMs; T4, TRICH; y T5 MIX (HMA + PGPB + TRICH). El sustrato base sin planta se consideró T0. Durante el cultivo se realizaron 3 aplicaciones de los PGPMs: trasplante (0 DDT), floración (30 DDT) y crecimiento de fruto (60 DDT). La dosis por aplicación fue de 100 mL por planta de una solución de 50 g L^{-1} de PGPB y 100 g L^{-1} de TRICH y de 1 tableta de HMA por planta. Se tomaron muestras de sustrato rizosférico de cada tratamiento en el momento de aplicar los tratamientos (0 DDT, Tinicial) y tras 67 días (67 DDT, Tfinal) para el análisis de la microbiota total (Bacterias, BT y hongos, HT) y funcional (Solubilizadores de fosfatos-SF, Fijadores de Nitrógeno-FN y Nitrificantes-NIT).

2.3. Medidas analíticas: Análisis microbianos y cuantificación

A partir de las muestras de suelo rizosférico se obtuvieron diluciones decimales seriadas en solución salina estéril (NaCl, 0,9%, p/v) que se sembraron (0,1 mL) en medios de cultivo específicos para cada grupo microbiano. Para bacterias (BT) y hongos totales (HT) se emplearon placas con APHA (Panreac) y Rosa de Bengala (Panreac), respectivamente, y tras su incubación a 30 ºC (48 h BT y 3-5 días HT) se contaron colonias. Para la cuantificación de SF se empleó el medio Pikovskaya (1948), y tras incubación a 30 °C (3-6 días) se contaron colonias con halo de aclaramiento. FN se cuantificaron en medio agar Burk sin nitrógeno (Wilson y Knight, 1952), tras incubación 30 °C (3-6 días), se contaron colonias fijadoras de nitrógeno confirmadas mediante cultivo puro en dicho medio. El resultado se expresó en UFC g^{-1} peso seco. Los NIT se cuantificaron mediante la técnica del (NMP) en medio para nitrificantes de acuerdo con Pochon y Tardieu (1962).

2.4. Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron por triplicado, los factores evaluados fueron tiempo y tratamiento mediante ANOVA y Test de Mínima Diferencia de Fisher (LSD) 95% ($p<0,05$) con programa Statgraphics Centurion XVI versión 16.1.17 (StatPoint, Inc., Virginia).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestra la carga bacteriana y fúngica total del sustrato rizosférico de cultivo melón sometido a los diferentes tratamientos. Los niveles de bacterias totales en sustratos tratados (T1 a T5) fueron significativamente superiores (10^7-10^8 UFC g^{-1}) que los obtenidos en sustrato base (T0) (10^6 UFC g^{-1}). Esto demuestra el enriquecimiento del sustrato en bacterias provocado por los tratamientos con PGPMs, riego con té y por efecto de la influencia de la planta. La carga bacteriana total (BT) no varió con el tiempo o se incrementó significativamente en sustratos tratados con PGPB (T3), mientras que se redujo en el tratamiento sin PGPMs (T1), indicando un efecto estimulador de la microbiota bacteriana rizosférica por dicho tipo de tratamiento. La Figura 1 muestra los resultados para hongos totales (HT), cuyos niveles también fueron significativamente superiores en sustratos tratados (T1 a T5) (>10^5 UFC g^{-1}) que en sustrato base (T0) (10^4 UFC g^{-1}). De forma contraria a lo observado en bacterias, en todos los tratamientos, excepto en T3 con PGPMs, la carga fúngica se incrementó significativamente con el tiempo, destacando los tratamientos T2 (HMA) y T4 (TRICH). Esto último parece lógico ya que los dos productos aplicados (HMA, TRICH) incorporan hongos principalmente, por lo que, además de aportar carga fúngica, parecen estimular el crecimiento de este grupo microbiano.

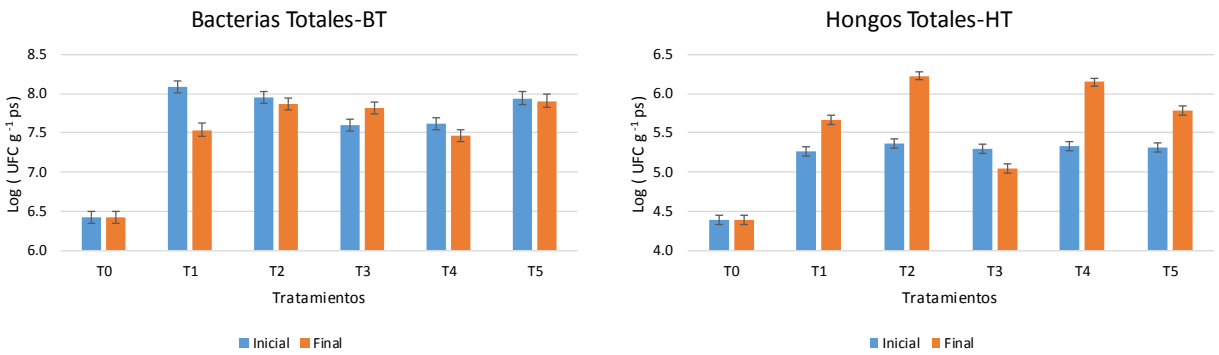


Figura 1. Carga de bacterias totales (BT) y Hongos totales (HT) en sustrato sometido a tratamientos T0 (sustrato base 40V60FC), T1 (sin PGPMs), T2 (HMA), T3 (PGPB), T4 (TRICH), T5 (HMA+PGPB+TRICH) en cultivo orgánico de melón al inicio de la aplicación de los PGPMs (Inicial) y tras 67 días (Final). Los resultados son la media de tres repeticiones. Las barras de error representan la mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher (*P<0,05*).

La Figura 2 muestra los recuentos de microorganismos solubilizadores de fosfatos y fijadores de nitrógeno del sustrato rizosférico de cultivo melón sometido a los diferentes tratamientos. Los niveles de solubilizadores de fosfato al final del ensayo fueron significativamente superiores (≥10^7 UFC g^{-1}) en sustratos regados con TV y PGPMs (T2 a T5) que en el sustrato base (T0). No obstante, existieron altos niveles (10^6 UFC g^{-1}) en el sustrato base (T0), lo que indica que el vermicompost aporta una elevada proporción de dicho grupo funcional, tal como también reportó Hussain y col., (2016). En general, la incorporación de los PGPMs (T2 a T5) incrementó los niveles de solubilizadores de fosfatos con el tiempo. Este efecto fue más acusado en T2 (HMA), debido a que el producto incorpora hongos micorrízicos que presentan una reconocida capacidad solubilizadora de fosfatos (Cozzolino y col., 2013). Las bacterias fijadoras de nitrógeno también presentaron niveles superiores en sustratos regados con TV y PGPMs, (T1 a T5) (> 10^7 UFC g^{-1}) que en sustrato base T0 (10^6 UFC g^{-1}). Además, este grupo se incrementó con el tiempo en tratamientos con PGPMs (T2 a T5). Esto puede deberse al efecto sinérgico de los aportes de estos microorganismos por TV (cuantificado en 10^5 UFC mL^{-1}), la presencia de la planta y los PGPMs incorporados, que podrían actuar de forma conjunta para incrementar la población de bacterias

fijadoras de nitrógeno a lo largo del tiempo. Los tratamientos que produjeron un mayor incremento de bacterias fijadoras de nitrógeno fueron T3 y T5, cabe destacar que los productos aplicados en ambos tratamientos incluían PGPMs.

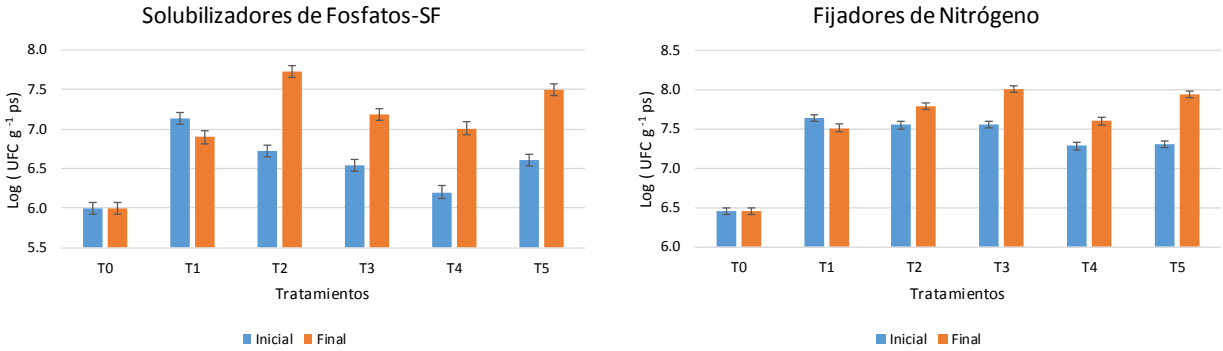


Figura 2. Evolución de los grupos funcionales solubilizadores de fosfatos y fijadores de Nitrógeno en sustrato sometido a tratamientos T0 (sustrato base 40V60FC), T1 (sin PGPMs), T2 (HMA), T3 (PGPB), T4 (TRICH), T5 (HMA+PGPB+TRICH) en cultivo orgánico de melón al inicio de la aplicación de los PGPMs (Inicial) y tras 67 días (Final). Los resultados son la media de tres repeticiones. Las barras de error representan la mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher (P<0,05).

Los niveles de microorganismos nitrificantes en el sustrato de cultivo de melón se muestran en la Figura 3. El análisis efectuado permite cuantificar bacterias quimiolitotrofas aerobias que oxidan el amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). Los nitrificantes, al igual que el resto de grupos evaluado presentaron unos niveles significativamente superiores en sustrato regado con TV y PGPMs (T1 a T5) que en sustrato base (T0). La población de este grupo funcional se redujo significativamente en el tiempo, lo cual probablemente esté relacionado con fenómenos de competencia con la microbiota incrementada por los tratamientos, ya que las bacterias nitrificantes tienen un crecimiento lento en comparación con organismos heterótrofos.

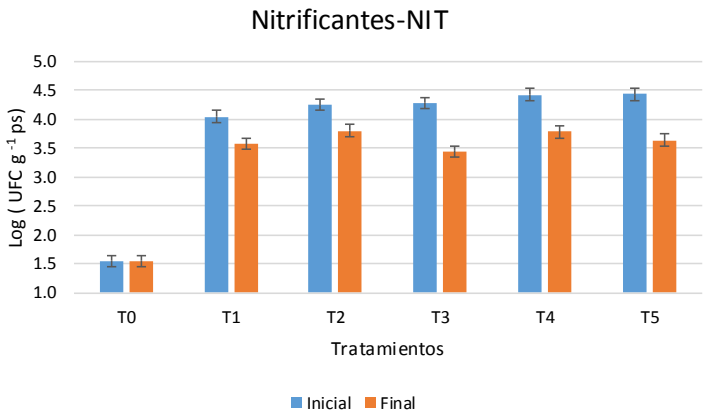


Figura 3. Evolución del grupo funcional nitrificantes (NIT) en sustrato sometido a tratamientos T0 (sustrato base 40V60FC), T1 (sin PGPMs), T2 (HMA), T3 (PGPB), T4 (TRICH), T5 (HMA+PGPB+TRICH) en cultivo orgánico de melón al inicio de la aplicación de los PGPMs (Inicial) y tras 67 días (Final). Los resultados son la media de tres repeticiones. Las barras de error representan la mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher (P<0,05).

4. CONCLUSIONES

La aplicación de bioestimulantes microbianos (PGPMs) exógenos incrementan la población de microbiota funcional en un sustrato orgánico, aun en concentración mayor a la que proporciona el té de vermicompost. Ambos (PGPMs + TV) son alternativas sostenibles que incrementan la fertilidad del sustrato base estimulando procesos de humificación y mineralización.

La incorporación conjunta de té de vermicompost y PGPMs comercial con contenido mayoritario en bacterias (PGPBs) y micorrizas (HMA) produce un incremento de la población de bacterias fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fosfato en el sustrato rizosférico de cultivo orgánico de melón.

5. BIBLIOGRAFÍA

EC, European Commission, 2014. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Towards a Circular Economy: a Zero Waste Programme for Europe. COM, p. 398.

Cozzolino V., Di Meo, V., Piccolo, A., 2013. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi applications on maize production and soil phosphorus availability. *J. Geochem. Explor.* 129, 40-44.

Hussain N., Singh A., Saha S., Venkata M., Bhattacharyya P., Bhattacharya S.S., 2016. Excellent N-fixing and P-solubilizing traits in earthworm gut-isolated bacteria: A vermicompost based assessment with vegetable market waste and rice straw feed mixtures. *Bioresour. Technol.* 222, 165-174.

Owen D., Williams A.P., Griffith G.W., Withers P.J.A., 2015. Use of commercial bio-inoculants to increase agricultural production through improved phosphorus acquisition. *Appl. Soil Ecol.* 86, 41-54.

Pikovskaya R.I., 1948. Mobilization of phosphorus in soil in connection with the vital activity of some microbial species. *Mikrobiologiya* 17, 362-370.

Pochon J., Tardieu, P., 1962. *Techniques d´analyse en microbiologie du sol*. La Tourelle St. Mand, Francia.

Wilson P.W., Knight, S.C., 1952. *Experiments in Bacterial Physiology.* Burgess, Minneapolis, USA.

DESARROLLO DE UN SISTEMA DE RECUPERACIÓN DE AMONÍACO DE PURINES DE CERDO MEDIANTE EVAPORACIÓN AL VACÍO

Roberto Estéfano[1], Àngel Cuadras[2], Xavier Flotats[3]

[1]MANNOL Lubricantes SL. Avda. Bertran i Güell 61, 08850 Gavà (Barcelona), roberto@mannol.es. [2]Dep Eng Electrònica, EEBE-UPC-BarcelonaTech. Eduard Maristany 16, 08019 Barcelona, angel.cuadras@upc.edu. [3]GIRO unitat mixta IRTA-UPC. Dep Eng Agroalimentària I Biotecnologia, UPC-BarcelonaTECH. Esteve Terrades 8, 08860 Castelldefels (Barcelona), xavier.flotats@upc.edu

RESUMEN: El amoníaco es una relevante materia prima de una extensa industria química, aparte de la de los fertilizantes nitrogenados, y su producción se basa en recursos no renovables. Así mismo, los purines de cerdo contienen una concentración elevada de nitrógeno amoniacal, cuyas pérdidas por volatilización deben evitarse. En el presente trabajo se describe el estado actual de desarrollo de un sistema de recuperación de nitrógeno amoniacal, en forma de agua amoniacal, basado en el proceso de evaporación al vacío y absorción, aplicable en zonas excedentarias de nutrientes y con el fin de valorizar el nitrógeno excedentario. Hasta el presente, de entre diferentes configuraciones del sistema y parámetros de operación, se ha observado que las variables más importantes que afectan a la eficiencia del sistema son el pH de los purines y la concentración de nitrógeno amoniacal en estos, obteniendo valores medios de captura como agua amoniacal del 64,6% respecto del nitrógeno extraído de los purines, que ha presentado valores de hasta el 83%. Para futuras mejoras en el proceso de desarrollo se estudiará el efecto de una digestión anaerobia previa y una absorción secuencial, para obtener diferentes calidades de los productos y minimizar las pérdidas de amoníaco.

PALABRAS CLAVE: AMMONEVA, evaporación al vacío, purines, amoníaco, TAN (*total ammonia nitrogen*).

1. INTRODUCCIÓN

En Europa se producen anualmente unos 1.400 millones de toneladas de deyecciones ganaderas, de las cuales unos 127 millones de toneladas de purines de cerdo, con un contenido del orden de 7-10 millones de toneladas de nitrógeno (N), orgánico y amoniacal (Oenema y col., 2007; Foged y col., 2012). Según Oenema y col. (2007), un máximo del 52% de N se aprovecha como nutriente para cultivos, mientras que el resto se pierde, principalmente por volatilización de NH_3. El valor fertilizante de las deyecciones es indudable, pero en zonas de elevada densidad ganadera, excedentaria en nutrientes, deben implantarse procesos de transformación que permitan la recuperación de estos nutrientes y facilitar su transporte a zonas con demanda de fertilizantes. Otra alternativa es transformar estos nutrientes en productos con demanda en otros sectores de actividad. Este es el caso del NH_3, producido a partir de N_2 e H_2, procedente de gas natural, mediante el proceso Haber-Bosch, que sustenta una amplia industria química, aparte de la de los fertilizantes nitrogenados. La recuperación de NH_3 aparece como estratégica en el contexto de una economía circular.

Existen diversas tecnologías de recuperación de nitrógeno amoniacal de deyecciones (Flotats y col., 2012), pero el proceso de evaporación al vacío no ha recibido atención hasta fechas recientes. Stopp y col. (2017) ensayaron la evaporación al vacío de amoníaco en modo discontinuo, a elevada temperatura y sin modificación de pH del substrato, obteniendo diferentes concentraciones de amonio de forma secuencial en la fase de absorción posterior con ácido sulfúrico.

El objetivo es presentar los trabajos de desarrollo de una planta piloto del proceso AMMONEVA®, basado en evaporación al vacío de amoníaco a temperatura moderada y modificación de pH, con recuperación de amonio en forma de agua amoniacal, aplicado a la fracción líquida de purines de cerdo y operado en discontinuo. Estudios previos de laboratorio (Cerrillo y col., 2017) han sido la base del diseño de la planta piloto actual y permitieron definir los parámetros prioritarios de operación y control.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sistema AMMONEVA®

El sistema AMMONEVA® (Figura 1), está compuesto por un reactor cerrado de 60 litros (Figura 2a) que opera a baja presión, una bomba de vacío que impulsa los gases aspirados del reactor, y dos borboteadores en agua, pudiendo operar en serie o paralelo, que actúan como absorbedores de nitrógeno amoniacal. Los borboteadores se localizan en un refrigerador para favorecer la condensación (Figura 2c). A fin de favorecer la transferencia de gases, el reactor contiene un empacado de platos (Figura 2b), integrado con un intercambiador de calor para mantener la temperatura deseada, circulando el substrato mediante una bomba de recirculación, que puede ser interna o externa al reactor. Así mismo, el reactor puede funcionar con o sin entrada de aire de aspiración.

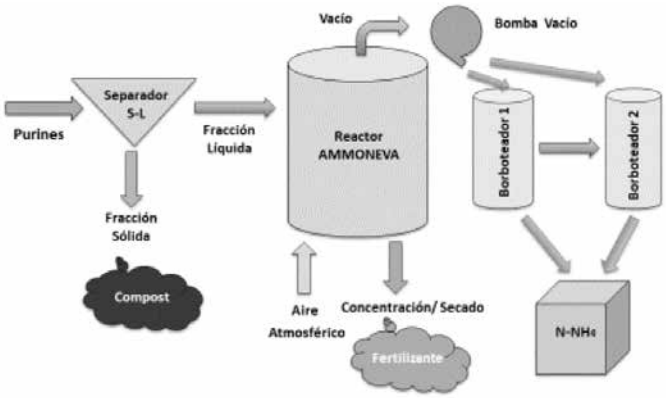


Figura 1. Esquema del sistema AMMONEVA®.

Figura 2. Detalles de: a) Reactor; b) Platos de evaporación; c) Borboteadores de NH_3

El proceso en el reactor se basa en desplazar el equilibrio NH_4^+/NH_3 hacia el NH_3 mediante el control de la temperatura y el pH. El sistema opera a una temperatura moderada (40-45ºC) y se ensaya con diferentes pH, entre 8 y 12,5. A pH básico se favorece la volatilización del NH_3 y se reduce la de ácidos grasos volátiles (Flotats y col., 2012).

Los borboteadores contienen una cantidad inicial de agua y capturan el agua evaporada por condensación y parte del NH_3. La entrada de gases se realiza mediante difusores (de burbuja gruesa o burbuja fina) y se ensaya con o sin material de relleno, anillos Pall, para favorecer la transferencia gas-líquido.

2.2. Materiales utilizados

Se ha ensayado con purines de cerdo procedentes de tres granjas de la comarca de Osona (Barcelona) y se ha modificado su pH añadiendo NaOH. A pesar de características diferentes de las granjas, las concentraciones de TAN (*total ammonia nitrogen*) no han resultado significativamente diferentes, con intervalos de confianza al 95% de 2,6±1,5, 4,3±0,7 y 4,5±1,2 g TAN l^{-1}.

2.3. Diseño experimental

Se ha ensayado el sistema con los purines descritos y diferentes pH, operando el reactor con diferentes condiciones de: a) entrada o no de aire de aspiración, b) bomba de recirculación interna o externa, c) temperatura de 40ºC o 45ºC, d) tiempos de proceso de 4 o 6 horas. Los borboteadores se han operado en serie a una temperatura de 10,6±2,3ºC con difusores de burbuja fina, con o sin anillos Pall de relleno. Se ha medido el volumen inicial y final de purines y de agua en borboteadores, y las concentraciones inicial y final de TAN en el reactor y en los borboteradores, obteniendo los porcentajes de TAN extraído de los purines, de TAN capturado y, por diferencia, el perdido, mediante balance de masas para las condiciones de trabajo ensayados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El porcentaje de extracción o la concentración de TAN en los vapores del reactor no han mostrado diferencias significativas debido a los diferentes parámetros de operación ensayados. Sólo el efecto del pH o la concentración inicial de TAN en los purines presentan una tendencia marcada (Figura 3), a pesar que debido a la dispersión de los resultados no sea estadísticamente significativa. Un mayor pH inicial incrementa el valor de la relación NH_3/TAN y una mayor concentración inicial favorece los procesos de transporte de la fase líquida a la gaseosa.

La concentración media de nitrógeno en los dos borboteadores ha sido de 2,8 g TAN l^{-1}, con una relación media de concentraciones entre el primero y el segundo de 5,1, y con una concentración máxima de 5,4 g TAN l^{-1} en el primer borboteador. La eficiencia media de captura de TAN ha sido del 64,6% respecto del total entrado al sistema de absorción. Este valor se corresponde con la pendiente de la recta de ajuste de datos de concentración de TAN en absorbedores vs. los esperados en caso que la absorción fuera del 100%, o pérdidas nulas (Figura 4). No se han encontrado diferencias significativas en el rendimiento de captura por absorción debidas al uso de anillos Pall.

La recta de la Figura 4 se ha obtenido para ordenada cero en el origen. El máximo coeficiente de determinación (0,82) se obtiene para una ordenada en el origen de 0,63 g TAN l^{-1} y una pendiente del 78,2%, que correspondería a la eficiencia media de captura a la que se tendería conforme aumenta la concentración de TAN esperada, esto es, conforme aumenta la concentración de TAN en vapores de extracción, que depende de la concentración de TAN en los purines

a tratar (Figura 3). Lo anterior sugiere la conveniencia de una digestión anaerobia previa, para aumentar su concentración en TAN. Para aumentar la eficiencia de captura se estudiará el interés de una absorción secuencial, para obtener agua amoniacal en el primer borboteador y una absorción en el segundo borboteador con ácido sulfúrico diluido, para minimizar las pérdidas.

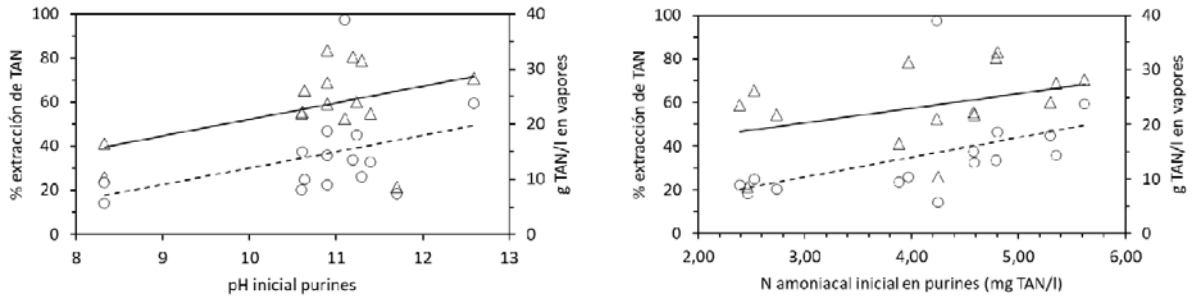


Figura 3. Resultados de % de extracción de TAN de los purines (△, con línea de tendencia continua) y concentración de TAN en los vapores aspirados del reactor (○, con línea de tendencia discontinua) en función del pH inicial de los purines (izquierda) o de su concentración inicial de TAN (derecha).

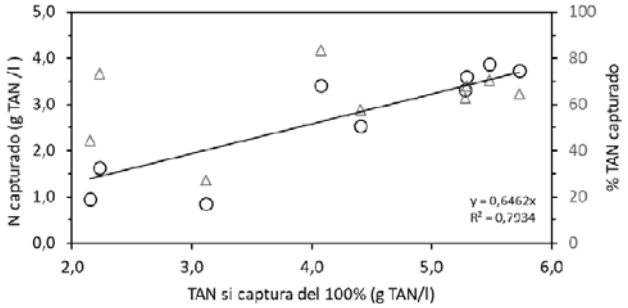


Figura 4. Concentración media final de TAN en los borboteadores (○, con recta de ajuste) y % de TAN capturado respecto a extraído de reactor (△), en función de la concentración esperada si TAN extraído es completamente absorbido.

4. CONCLUSIONES

En el estado presente de desarrollo del sistema AMMONEVA®, se ha observado que los factores más importantes que afectan a su eficiencia son el pH de operación y la concentración de nitrógeno amoniacal en los purines, lo cual sugiere la conveniencia de una digestión anaerobia previa. Para aumentar la eficiencia de captura de amonio, se deberá estudiar una absorción secuencial para obtener dos productos, aguas amoniacales y dilución de sulfato amónico, y minimizar las pérdidas de NH_3.

5. BIBLIOGRAFÍA

Cerrillo M., Morey L., Burgos L., Estefano R., Bonmatí A., 2017. Recovery of ammonium from digestates through vacuum evaporation. *International conference on manure management and valorization*, November 27-29, Eindhoven (The Netherlands).

Flotats X., Foged H.L., Bonmatí A., Palatsi J., Magrí A., Schelde K.M., 2012. Manure processing technologies. Technical Report No. II concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. http://hdl.handle.net/2117/18944.

Foged H.L., Flotats X., Bonmatí A., Palatsi J., Magrí A., Schelde K.M., 2012. Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report No. I concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate General Environment. http://hdl.handle.net/2117/18943.

Oenema O., Oudendag D., Velthof G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livest Sci.* 112, 261–272.

Stopp P., Weichgrebe D., Rosenwinkel K.H., 2017. Innovative digestate evaporation for nutrients recovery and post-processing. *Proceedings of the 15th World Congress on Anaerobic Digestion*, Beijing (China), 17-20 October 2017, pp. 657-660.

6. AGRADECIMIENTOS

Al AGAUR por la ayuda al desarrollo del doctorado industrial del primer autor (ref. 2016 DI 036).

EFECTOS DEL TIPO DE ENMIENDA ORGÁNICA Y DEL INÓCULO MICROBIANO EN LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR PETRÓLEO

Julio Idrovo-Novillo[1], Irene Gavilanes-Terán[1], Nancy Veloz-Mayorga[1], Roberto Erazo-Arrieta[2], Shirley Jara-Erazo[2], Verónica Bravo-Basantes[2], Concepción Paredes[3]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador, [2]Centro de Servicios Técnicos y Transferencia Tecnológica Ambiental, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador, [3]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), c.paredes@umh.es

RESUMEN: La industria petrolífera en Ecuador es un sector con una gran importancia económica, siendo su producción alrededor de 550.000 barriles día^{-1}. La actividad petrolera es una de las industrias que genera más impactos ambientales en este país. Existen diferentes metodologías para la biorremediación de suelos contaminados por petróleo, entre las que se encuentran la bioestimulación y bioaumentación. En el presente trabajo se emplearon estas dos metodologías mediante la adición al suelo de diferentes enmiendas orgánicas (residuos de flores frescos y compostados) y de un consorcio de microorganismos, así como la combinación de la enmienda orgánica+inóculo y se evaluó su efecto sobre la degradación de hidrocarburos en un suelo contaminado por petróleo. Se determinaron los contenidos de hidrocarburos totales y de nutrientes, así como actividades enzimáticas del suelo durante un periodo de 105 días, en el cual los suelos con los diferentes tratamientos fueron incubados, en condiciones aerobias, a 25 ºC. Los resultados mostraron que en todos los suelos se produjo una reducción del contenido de hidrocarburos totales con el tiempo de incubación, siendo esta degradación mayor en los suelos con el tratamiento con compost. Los contenidos de C orgánico y de N total se redujeron en todos los tratamientos durante el experimento, mientras que el P tuvo incrementos en la mayor parte de los tratamientos durante los primeros 28 días de incubación para finalmente volver a disminuir. El análisis factorial de estos parámetros indicó que la reducción de hidrocarburos estuvo asociada a los contenidos de N total y C orgánico del suelo y a las actividades ureasa y deshidrogenasa.

PALABRAS CLAVE: suelo contaminado, residuos de flores, compost, bioaumentación, bioestimulación.

1. INTRODUCCIÓN

La industria petrolífera en Ecuador constituye, desde hace varias décadas, el sector más importante de financiación del presupuesto del estado, aportando en promedio el 12,7% del PIB (Mateo y García, 2014). En el año 2015 se exportaron 152 millones de barriles y en el 2016 se produjeron alrededor de unos 200 millones de barriles (Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero, 2016). La industria petrolera es una de las que más impactos ambientales genera, siendo las actividades de explotación, producción y transporte y la acumulación de los desechos de perforación y extracción en balsas abiertas los que contribuyen en mayor medida a la contaminación del medio ambiente (Zhang y col., 2015). El problema ambiental más frecuente se debe a los derrames petroleros, donde se diseminan hidrocarburos contaminantes que se adsorben

en los sedimentos y que son muy peligrosos debido a sus efectos mutagénicos y carcinogénicos (Orozco Barrenetxea y col., 2011).

La bioestimulación y bioaumentación constituyen buenas alternativas para tratar los suelos contaminados. La bioaumentación del suelo con microorganismos adaptados por la exposición previa a la degradación de contaminantes orgánicos, como los hidrocarburos, es una técnica ampliamente utilizada para la rehabilitación de suelos contaminados (Megharaj y col., 2011). También, diferentes estudios se han realizado sobre la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo, estimulando la actividad microbiana del suelo a través de la adición de enmiendas orgánicas tales como, lodos de depuradora (Gallego y col., 2001); residuos vegetales, compost de purín de cerdo (Lee y col., 2008) y gallinaza (Nwaichi y col., 2011). También, Adams y col. (2014) observaron que la adición de estiércol de vaca a un suelo contaminado por hidrocarburos del petróleo no solo estimulaba la actividad de los microrganismos degradadores de estos contaminantes, a través de la disponibilidad de nutrientes, sino que también este residuo aportó microbiota degradadora de hidrocarburos. Finalmente, también se han encontrado estudios sobre el empleo de comunidades de microorganismos en combinación con enmiendas orgánicas, tales como residuos lignocelulósicos (Lladó y col., 2013).

Con estos antecedentes, el objetivo de este estudio fue evaluar la biorremediación de suelos contaminados por petróleo empleando diferentes enmiendas orgánicas e inóculos bacterianos solos o combinados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El suelo utilizado en este estudio fue obtenido de un campo de explotación petrolera situado en el oriente ecuatoriano. Las características iniciales del suelo fueron: pH=5,8; materia orgánica=17,1%; arena=96,9%; arcilla=2,5%; limo=0,6% e hidrocarburos policíclicos totales (TPH)= 14311 mg/kg. Las enmiendas orgánicas empleadas fueron residuos de flores co-compostados con gallinaza y serrín (C) y sin compostar (RF). El contenido de carbono orgánico para C y RF fue de 31,9% y 45,4%, mientras que el nitrógeno total fue de 2,8% y 2,2%, respectivamente. El consorcio microbiano utilizado fue un producto líquido comercial, que contenía una mezcla concentrada de cepas de bacterias nativas de suelos de Ecuador contaminados con petróleo, definidas como degradadoras de hidrocarburos.

Los tratamientos empleados fueron: B (control sin tratamiento), TC (tratamiento comercial a base de un consorcio bacteriano), C (compost), RF (residuo de flores), C+TC (compost+inóculo) y RF+TC (residuo de flores+inóculo).

Para llevar a cabo la experiencia planteada, se introdujeron 250 g de suelo en recipientes de plástico de 500 mL de capacidad, añadiéndose 12,5 g de material seco, en los tratamientos con las enmiendas orgánicas, y 10 mL del consorcio bacteriano en los tratamientos con microorganismos. En todos los tratamientos se añadió la cantidad necesaria de los fertilizantes urea y fosfato monopotásico para ajustar la relación C/N/P a 100/10/1. Las muestras fueron incubadas en condiciones aerobias y de temperatura y humedad controladas durante 105 días. La temperatura ambiente se mantuvo en torno a los 25ºC y las mezclas se mantuvieron al 50 % de su capacidad de retención hídrica, mediante la adición del agua desionizada necesaria. Los contenidos de TPH, carbono orgánico oxidable (Corg), nitrógeno total Kjeldahl (Nt) y fósforo asimilable (P), así como las actividades enzimáticas deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa se determinaron en los suelos a lo largo del periodo de incubación en los días 0, 7, 14, 21, 28, 49, 63, 77, 91 y 105. Estas determinaciones se realizaron empleando los métodos descritos

en Lee y col. (2008) y Paredes y col. (2016). Todos los análisis químicos y microbiológicos del suelo fueron realizados por triplicado.

Los intervalos de confianza a P <0,05 se calcularon para todas las figuras, para comparar el efecto de los diferentes tratamientos, y también un análisis de componentes principales se utilizó para analizar las relaciones entre las propiedades del suelo estudiadas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de TPH disminuyó con el tiempo en todos los tratamientos (Figura 1). El orden de mayor a menor descontaminación conseguida con los tratamientos estudiados fue C > RF > C+TC > RF+TC > TC > B. Los resultados revelaron que la colonización del suelo por las bacterias del consorcio de microorganismos del tratamiento comercial se vio obstaculizada por la microbiota nativa del suelo contaminado. De hecho, la bioestimulación de la microbiota nativa mediante las enmiendas C y RF promovió la mayor biodegradación de TPH. Resultados similares fueron encontrados por Lladó y col. (2013) en un experimento donde se compararon la bioestimulación de poblaciones microbianas autóctonas con un sustrato lignocelulósico (paja de trigo) y la bioaumentación con dos cepas de hongos de podredumbre blanca. El tratamiento que consiguió una mayor reducción de TPH fue C, debido posiblemente al aumento de la disponibilidad de los hidrocarburos a través de la capacidad surfactante que posee el material húmico presente en los compost (Megharaj y col., 2011). Uno de los principales determinantes para la alta resistencia de los hidrocarburos a la biodegradación en el suelo deriva de su alta hidrofobicidad y tendencia a adherirse estrechamente a los coloides orgánicos del suelo reduciéndose así su biodisponibilidad (Lladó y col., 2013).

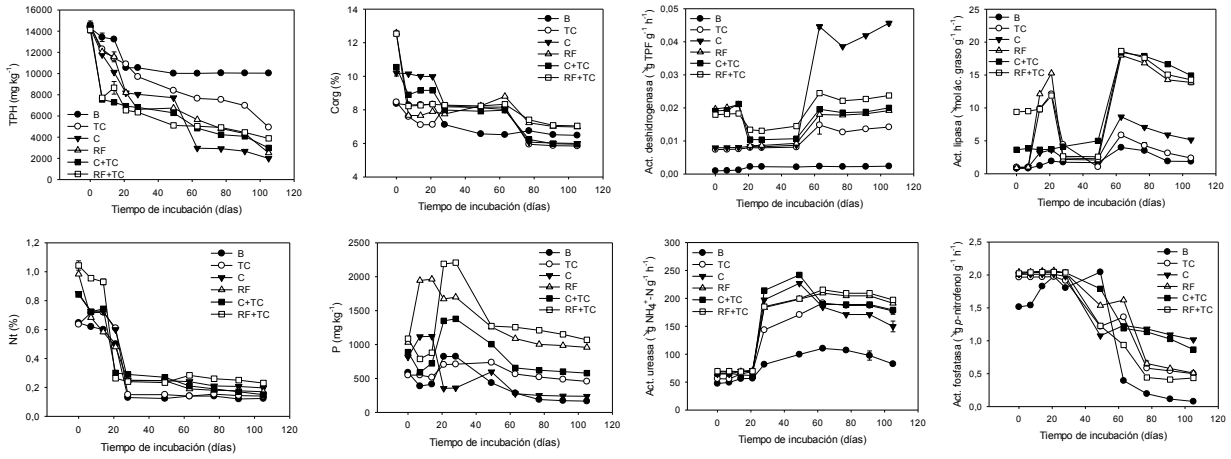


Figura 1. Evolución temporal de los contenidos de hidrocarburos policíclicos totales (TPH), carbono orgánico oxidable (Corg), nitrógeno total Kjeldahl (Nt), fósforo asimilable (P) y de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, lipasa, ureasa y fosfatasa

En general, las concentraciones de Corg disminuyeron notablemente durante los primeros 77 días de incubación en todos los tratamientos (Figura 1), probablemente debido a la degradación de los hidrocarburos más lábiles. Sin embargo, la menor reducción de Corg durante los últimos 28 días del experimento podría estar relacionada con la desaparición de las fracciones más lábiles, quedando los hidrocarburos más recalcitrantes. En un experimento de biorreme-

diación con diferentes enmiendas orgánicas de suelos contaminados por hidrocarburos, Lee y col. (2008) también observaron una mayor degradación del Corg, medido como emisión de CO_2, al inicio del experimento en comparación con el periodo final, asociando esta evolución a la degradabilidad de estos contaminantes. El contenido de Nt se redujo rápidamente durante los primeros 28 días del inicio del experimento, probablemente debido a la degradación del N orgánico llevada a cabo de forma paralela por los microorganismos durante la degradación inicial de los hidrocarburos más lábiles. Este nitrógeno orgánico se transformó primero en amonio y después en nitratos los cuales no son medidos por medio del método Kjeldahl, empleado para la determinación de Nt en este experimento. Respecto al fósforo, se registraron incrementos de este nutriente en la mayor parte de los tratamientos durante los primeros 28 días de incubación para finalmente volver a disminuir. Este aumento pudo estar también relacionado con transformación del P orgánico en asimilable durante la degradación inicial de los hidrocarburos, mientras que su reducción podría atribuirse a la inmovilización microbiana de este nutriente.

La actividad deshidrogenasa no mostró prácticamente cambios en los suelos control a lo largo del experimento (Figura 1). Sin embargo, esta actividad disminuyó o permaneció sin cambios durante los primeros 49 días del ensayo y después tuvo un incremento en todos los tratamientos con inóculo y/o enmienda orgánica. Este incremento fue mayor en los suelos con C, donde la reducción de TPH fue mayor. En un experimento de biorremediación con diferentes enmiendas orgánicas, Lee y col. (2008) también observaron mayor actividad deshidrogenasa al final del experimento y una más extensa degradación de hidrocarburos en suelos enmendados con compost. La actividad lipasa tuvo incrementos y disminuciones o se mantuvo sin grandes cambios durante los primeros 49 días, dependiendo del tratamiento, a partir de entonces aumentó en todos los tratamientos. En cada uno de los tratamientos el valor más alto de esta actividad se registró, en general, cuando la concentración de hidrocarburos fue baja y no se encontró una relación entre la mayor degradación de hidrocarburos y los valores más altos de esta actividad, pudiéndose atribuir la alta actividad lipasa en los tratamientos RF, C+TC y RF+TC a compuestos lipídicos derivados de los residuos vegetales. Estos resultados fueron similares a los encontrados por Lee y col. (1999) y Margesin y col. (2000). La actividad ureasa se mantuvo en valores muy bajos hasta los 21 días de incubación y a partir de este tiempo aumentó rápidamente, alcanzando valores más altos que los iniciales hasta el final del experimento. Esta evolución fue inversa a aquella de la degradación de TPH, resultado también encontrado por Li y col. (2005)the largest area irrigated by oil-containing wastewater for more than 50 yr in northeastern China. Bacterial diversities were determined by conventional colony morphology typing techniques and 16S rDNA polymerase chain reaction (PCR en un estudio realizado en áreas irrigadas con aguas contaminadas con petróleo. Finalmente, la actividad fosfatasa se mantuvo más o menos fija hasta los 28 días y luego disminuyó rápidamente, observándose en general una mayor actividad de este enzima en los tratamientos con enmiendas orgánicas. Este hecho pudo deberse en mayor medida a la inmovilización de la enzima en la matriz de compuestos húmicos, ya presentes en el compost o generados durante la degradación de las enmiendas orgánicas en el suelo, que a su inducción por la deficiencia de fósforo disponible (Lee y col., 2008).

El análisis factorial de estos parámetros indicó que la concentración de TPH, los contenidos de Nt y Corg y las actividades ureasa y deshidrogenasa se agruparon en el mismo componente principal (datos no mostrados). Además, la concentración de TPH se correlacionó directamente con los contenidos de Nt y Corg, mientras que las actividades ureasa y deshidrogenasa se correlacionaron de forma negativa con el contenido de estos contaminantes. Este último resultado indicó que estas actividades podrían emplearse como indicadores biológicos para el seguimiento de la biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos.

4. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, se puede concluir que los hidrocarburos presentes en los suelos contaminados por petróleo pueden reducirse significativamente mediante la bioestimulación de la microbiota nativa con compost de residuos de flores. Este hecho puede atribuirse a que esta enmienda posiblemente fue más eficaz al proporcionar una fuente alternativa de nitrógeno y fósforo, así como aumentó la disponibilidad de los hidrocarburos a través de la capacidad surfactante que posee el material húmico que contiene. El empleo del consorcio de microorganismos del tratamiento comercial solo o combinado con una enmienda orgánica no consiguió los mejores resultados de descontaminación en este estudio, debido posiblemente a que la actividad de los microrganismos del inóculo se vio obstaculizada por la microbiota nativa del suelo contaminado. La biodegradación de hidrocarburos procedentes del petróleo podría controlarse mediante la medición de parámetros biológicos del suelo, tales como las actividades deshidrogenasa y ureasa del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Adams G., Tawari-Fufeyin P., Ehinomen I., 2014. Laboratory Scale Bioremediation of Soils from Automobile Mechanic Workshops Using Cow Dung. *J. Appl. Environ. Microbiol.* 2, 128-134.

Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero (2016) *Producción diaria de petróleo y gas natural neto de campo a nivel nacional*. Reporte de producción. http://www.controlhidrocarburos.gob.ec/ (fecha de consulta: 13/09/2018)

Gallego J.L.R., Loredo J., Llamas J.F., Vázquez F., Sánchez J., 2001. Bioremediation of diesel-contaminated soils: Evaluation of potential *insitu* techniques by study of bacterial degradation. *Biodegrad.* 12, 325-335

Lee S.H., Oh B.I., Kim J.G., 2008. Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity. *Bioresource Technol.* 99, 2578-2587.

Li H., Zhang Y., Zhang C. G., Chen G. X., 2005. Effect of Petroleum-Containing Wastewater Irrigation on Bacterial Diversities and Enzymatic Activities in a Paddy Soil Irrigation Area. *J. Environ. Qual.* 34, 1073-1080.

Lladó S., Covino S., Solanas A. M., Viñas M., Petruccioli M., D'annibale A., 2013. Comparative assessment of bioremediation approaches to highly recalcitrant PAH degradation in a real industrial polluted soil. *J. Hazard. Mater.* 248-249, 407-414.

Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F., 2000. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere.* 40, 339-346.

Mateo J., García S., 2014. El sector petrolero en Ecuador. 2000–2010. *Problemas Del Desarrollo.* 45, 113-139.

Megharaj M., Ramakrishnan B., Venkateswarlu K., Sethunathan N., Naidu R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environ. Int.* 37, 1362-1375.

Nwaichi E. O., Osuji L. C., Onyeike E. N., 2011. Evaluation and decontamination of crude oil-polluted soils using *Centrosema pubescen* Benth and amendment-support options. *Int. J. Phytoremediat.* 13, 373-382.

Orozco Barrenetxea C., Pérez Serrano A., González Delgado M., Rodríguez Vidal F., Alfayate Blanco J., 2011. *Contaminación Ambiental: Una visión desde la química*. Ediciones Paraninfo, Madrid.

Paredes C., Medina E., Bustamante M. A., Moral R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manage.* 32, 487-494.

Zhang H., Tang J., Wang L., Liu J., Gurav R. G., Sun K., 2015. A novel bioremediation strategy for petroleum hydrocarbon pollutants using salt tolerant *Corynebacterium variabile* HRJ4 and biochar. *J. Environ. Sci.* 47, 7-13.

INOCULANTES MICROBIANOS PARA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ALPECHÍN

Maria R Martínez-Gallardo, María J López, Juan López-González, Macarena M Jurado, 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, España. mmg113@ual.es

RESUMEN: La gestión inadecuada del alpechín, residuo líquido de la agroindustria de extracción del aceite de oliva, provoca contaminación de suelos y masas de agua. Los principales responsables de tal efecto son los compuestos polifenólicos, que presentan actividad fitotóxica y antimicrobiana. Con objeto de descontaminar unas balsas abandonadas de acúmulo de alpechín ubicadas en el municipio de Mora (Toledo), se inició una actividad de biorremediación *in situ.* Este trabajo se centró en la búsqueda de microorganismos que puedan emplearse en estrategias de bioaumentación para asegurar la descontaminación de dichas balsas. Para ello se tomaron muestras de los sedimentos de las balsas, a partir de las que se aislaron bacterias y hongos en medios selectivos constituidos por compuestos fenólicos o alpechín. En estos aislados se determinó la expresión de actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de polifenoles. Adicionalmente, se cuantificó su capacidad degradativa del tirosol, polifenol presente en alpechín. Finalmente, se identificaron mediante técnicas moleculares los microorganismos seleccionados. Como resultado se obtuvo una colección inicial de 60 cepas. En general, los hongos fueron más efectivos en la degradación del tirosol que las bacterias, 12 hongos y 2 bacterias eliminaron más de un 50% del compuesto. Entre ellos se seleccionaron dos hongos, identificados como *Scedosporium apiospermum* H2 y *Aspergillus ochraceus* H16, que presentaron numerosas actividades enzimáticas y eliminaron más de un 97% de tirosol.

PALABRAS CLAVE: Polifenoles, tirosol, bioaumentación, *Scedosporium apiospermum*, *Aspergillus ochraceus*.

1. INTRODUCCIÓN

El alpechín es un líquido marrón-negruzco constituido por azúcares, ácidos orgánicos, nutrientes minerales y compuestos polifenólicos (Dermeche y col., 2013), siendo hidroxitirosol, tirosol y oleuropeína los más abundantes (Obied y col., 2005).

La disposición del alpechín en balsas para su evaporación natural constituyó una de las principales alternativas para su gestión durante la década de los 80, cuando la mayoría de las almazaras contaban con el sistema de extracción a tres fases. En estas balsas se produce una concentración de los componentes del alpechín, entre los que destacan por su efecto contaminante los compuestos polifenólicos (Hachicha y col., 2009) que, además de resultar fitotóxicos, también eliminan o reducen la microbiota edáfica debido a su actividad antibiótica (Dermeche y col., 2013). Por consiguiente, pueden ocasionar impactos negativos en los alrededores de balsas mal dimensionadas o no impermeabilizadas.

La biorremediación consiste en el uso de organismos vivos, generalmente microorganismos o sus productos, para degradar, desintoxicar o separar sustancias químicas tóxicas presentes en aguas, suelos, sedimentos, lodos e incluso aire. La biorremediación puede acelerarse incorpo-

rando las especies capacitadas para degradar al contaminante, proceso conocido como bioaumentación (Crawford y Rosenberg, 2013).

El objetivo de este trabajo de investigación fue la búsqueda y selección de microorganismos que pudiesen emplearse como inoculantes en estrategias de bioaumentación para asegurar la biodescontaminación *in situ* de balsas de alpechín

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Muestras

Se recogieron muestras de sedimentos de 7 balsas de acúmulo de alpechín ubicadas en el municipio de Mora (Toledo), que se emplearon tanto para la determinación de la carga microbiana como para el aislamiento de inóculos.

2.2. Recuento de microorganismos: carga total y específica

Las muestras se sembraron, tras aplicar dilución decimal seriada, en placas con medios de cultivo sólidos generales (APHA y Rosa de Bengala) y selectivos (medios con ácido tánico). Después de su incubación a 30 °C, se cuantificó mediante recuentos de colonias la carga microbiana total (bacterias y hongos) y degradadora de polifenoles (específica), respectivamente.

2.3. Aislamiento de microorganismos

El aislamiento y selección de inóculos se realizó empleando dos estrategias: siembra directa y enriquecimiento. Las muestras se sembraron directamente en medios de cultivo sólidos selectivos constituidos por polifenoles, el colorante RBBR o alpechín. Paralelamente, fueron sometidas a enriquecimiento en medio mínimo de sales con glucosa para estimular el crecimiento de poblaciones microbianas degradadoras. En el primer caso, tras la incubación, se detectaron las colonias positivas (degradadoras de contaminantes) para cada medio selectivo y se obtuvieron sus cultivos puros mediante aislamiento. En el cultivo de enriquecimiento, tras la incubación, se aislaron colonias en medios de cultivo con tirosol como única fuente de carbono y se obtuvieron finalmente sus cultivos puros. Estos aislados constituyeron la colección inicial de microorganismos.

2.4. Selección de microorganismos

Cada uno de los aislados fue sometido a una batería de pruebas para determinar la expresión de actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de polifenoles, incluyendo test de Sundman o fenoloxidasa, lacasa, test de oxidasa, tirosinasa y peroxidasa (Rayner y Boddy, 1988). Además, se evaluó en todas las cepas su crecimiento y actividad en todos los medios selectivos mencionados en el apartado anterior. A su vez, se realizó la cuantificación de la capacidad de cada microorganismo para degradar el tirosol (0,05% p/v). Los resultados de estas pruebas, junto con la capacidad de los aislados para crecer a una determinada temperatura, constituyeron los criterios para la selección de inoculantes para la biodescontaminación de las balsas de alpechín.

2.5. Identificación de las cepas seleccionadas y pruebas complementarias

Las cepas seleccionadas fueron identificadas mediante la amplificación y secuenciación de la región ITS (ITS1/ITS4) del ADN ribosomal (Jurado y col., 2014). Adicionalmente, se realizaron

estudios de rango térmico de crecimiento, mediante siembra en placa e incubación a diferentes temperaturas; y de compatibilidad, mediante siembra en placa de las cepas seleccionadas de forma conjunta. Finalmente, las cepas seleccionadas se cultivaron en medio líquido con tirosol, de forma separada y conjunta, al objeto de determinar la existencia de efecto sinérgico en la degradación de dicho polifenol.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestra la proporción de microorganismos degradadores de polifenoles respecto a la carga total de bacterias y hongos en cada una de las muestras analizadas. La balsa 5 presentó el mayor número de bacterias ($6{,}7 \cdot 10^8$ UFC g^{-1}) y hongos ($3{,}8 \cdot 10^7$ UFC g^{-1}) totales. En relación a la carga de bacterias productoras de polifenoloxidasa, las muestras de las balsas 3 y 5 fueron las que presentaron el mayor número de bacterias con tal actividad (alrededor de 10^6 UFC g^{-1}), mientras que, en el caso de hongos, los mayores recuentos se obtuvieron en la balsa 3 (en torno a 10^5 UFC g^{-1}). La proporción de microorganismos degradadores de polifenoles respecto al total de población, tanto fúngica como bacteriana, fue bastante elevada. En la mayoría de las balsas, más del 40% de bacterias y hongos totales eran degradadores de polifenoles, siendo las balsas 3 y 6 las que mayores proporciones de bacterias (84,5%) y hongos (100%) degradadores de polifenoles presentaron, respectivamente. Esto se debe probablemente a un enriquecimiento natural de las poblaciones microbianas capaces de degradar los componentes más recalcitrantes del alpechín, como consecuencia de la presencia prolongada de tales compuestos en el suelo. Otros autores como Gamba y col. (2007) y Saadi y col. (2007) observaron un efecto similar.

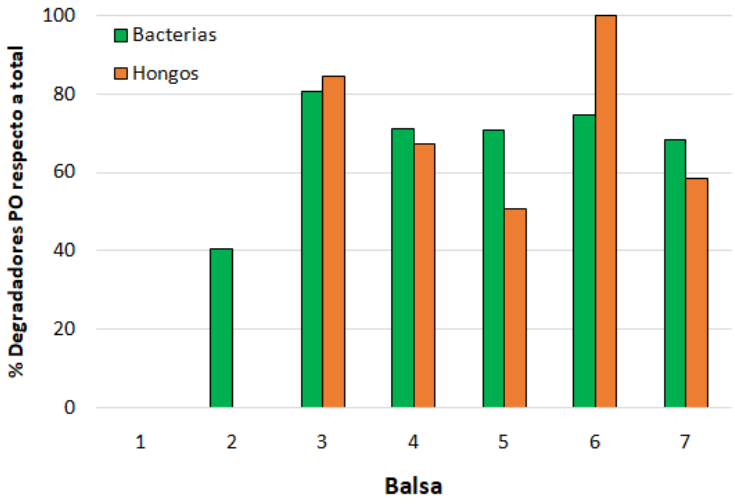


Figura 1. Proporción de microorganismos degradadores de polifenoles (PO) respecto al total de microorganismos en las muestras obtenidas en las balsas de alpechín.

Los programas de enriquecimiento y siembra directa en medios selectivos permitieron obtener una colección final de 60 cepas de interés, incluyendo 36 eubacterias, 4 actinomicetos y 20 hongos. El programa de enriquecimiento fue el que mayor número de aislados suministró, se obtuvieron un total de 37 cepas (61,7% del total de aislados). Esto se debe a que el enriquecimiento tiene como objetivo favorecer el crecimiento de microorganismos presentes en la muestra en baja proporción o cuyo desarrollo es demasiado lento como para poder crecer con facilidad en los medios sólidos utilizados en la siembra directa.

Los resultados de las pruebas analíticas, tanto cualitativas como cuantitativas, permitieron la preselección de 9 cepas (6 hongos, 2 actinobacterias y 1 eubacteria) en base al número de actividades exhibidas (tres o más actividades positivas), temperatura de aislamiento, grupo microbiano y capacidad para degradar el tirosol (Tabla 1).

Tabla 1. Cepas potencialmente útiles para biorremediación de suelos contaminados por alpechín*.

Nº ID	T (ºC)	RBBR	PO	TYR	LAC1	LAC2	OXI	TI	PER	LIG	%degr. Tyr
A3	30	0	0	1	0	0	0	0	1	1	97
A4	30	0	0	1	0	0	0	0	1	0	97
B14	30	1	0	1	0	0	0	0	1	1	28
H21	50	0	0	1	0	0	0	0	1	0	97
H1	30	1	1	1	0	0	0	0	0	0	97
H16	30	0	1	1	1	1	1	1	0	0	97
H18	30	1	1	1	0	0	0	0	0	0	97
H2	30	1	1	1	0	0	0	1	1	1	77
H10	30	1	1	1	1	1	1	1	1	0	74

* A: Actinomiceto; B: Bacteria; H: Hongo; Nº ID: Número de identificación; T (ºC): Temperatura de aislamiento; RBBR: Decoloración Azul brillante de remazol R; PO: Polifenoloxidasa; TYR: Crecimiento en tirosol; LAC1: Lacasa1; LAC2: Lacasa2; OXI: Oxidasa; TI: Tirosinasa; PER: Peroxidasa; LIG: Ligninasa; %degr. Tyr: Porcentaje de degradación del tirosol.

Las 9 cepas indicadas presentan una gama de actividades metabólicas y capacidades fisiológicas que los hacen potencialmente adecuados para la biodescontaminación de ambientes contaminados por alpechín. No obstante, a efectos prácticos, se decidió limitar el número de cepas finalmente seleccionadas a dos, al objeto de caracterizarlas y producirlas en masa para su aplicación en campo. A tal efecto se seleccionaron las cepas H2 y H16 debido a su elevado número de actividades relacionadas con el metabolismo de compuestos recalcitrantes y capacidad degradadora de tirosol, en comparación con el resto de cepas. Los hongos seleccionados se identificaron como *Aspergillus ochraceus* (H2) (Número de Acceso NCBI KT803068.1) y *Scedosporium apiospermum* (H16) (Número de Acceso NCBI KP132631.1), que presentaron un porcentaje de similitud del 100% y 99%, respectivamente. Se determinó la temperatura óptima de crecimiento de H2 y H16, siendo 30 ºC y 40 ºC, respectivamente. En cuanto a los resultados de compatibilidad entre ambos hongos y degradación de tirosol de forma conjunta y separada, no se observó ningún efecto inhibitorio, por el contrario, se obtuvo una mayor degradación del polifenol cuando los hongos crecieron de forma conjunta en el medio líquido con tirosol como única fuente de carbono, que cada uno por separado.

4. CONCLUSIONES

Los sedimentos de las balsas de acúmulo de alpechín constituyen un ambiente naturalmente enriquecido en microorganismos degradadores de polifenoles. El procedimiento de rastreo

mediante enriquecimiento y posterior aislamiento en medios selectivos permite una mayor recuperación de microorganismos degradadores de alpechín frente a la siembra directa en medios selectivos. Los hongos *Aspergillus ochraceus* H2 y *Scedosporium apiospermum* H16 presentan una gama de actividades metabólicas y capacidades fisiológicas adecuadas para su empleo en la biodescontaminación de suelos contaminados por alpechín.

5. BIBLIOGRAFÍA

Crawford R.L., Rosenberg E., 2013. Bioremediation. En: Rosenberg E., DeLong E.F., Lory S., Stackebrandt E., Thompson F.L. (Eds.) *The Prokaryotes*. Ed. Springer, Berlin, pp. 295-307.

Dermeche S., Nadour M., Larroche C., Moulti-Mati F., Michaud P., 2013. Olive mill wastes: biochemical characterizations and valorization strategies. *Process Biochem.* 48(10), 1532-1552.

Gamba C., Piovanelli C., Papini R., Pezzarossa B., Ceccarini L., Bonari, E., 2005. Soil microbial characteristics and mineral nitrogen availability as affected by olive oil waste water applied to cultivated soil. *Commun Soil Sci Plan*. 36 (7-8), 937-950.

Hachicha S., Cegarra J., Sellami F., Hachicha R., Drira N., Medhioub K., Ammar E., 2009. Elimination of polyphenols toxicity from olive mill wastewater sludge by its co-composting with sesame bark. *J Hazard Mater*. 161(2-3), 1131-1139.

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.

Obied H.K., Allen M.S., Bedgood D.R., Prenzler P.D., Robards K., Stockmann R., 2005. Bioactivity and analysis of biophenols recovered from olive mill waste. *J Agric Food Chem*. 53(4), 823-837.

Rayner A.D.M., Boddy L., 1988. *Fungal decomposition of wood. Its Biology and Ecology.* Ed. John Wiley & Sons Ltd, Londres. 587 pp.

Saadi I., Laor Y., Raviv M., Medina S., 2007. Land spreading of olive mill wastewater: effects on soil microbial activity and potential phytotoxicity. *Chemosphere*. 66(1), 75-83.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto LIFE+REGROW (LIFE16 ENV/ES/000331) “Reclamation of olive oil waste abandoned lagoons using bio-recovering strategies in a circular economy”.

EFECTO BIOESTIMULANTE DE MICROALGAS Y CIANOBACTERIAS EDÁFICAS SOBRE EL DESARROLLO VEGETAL

Rajaa Kholssi[1,2], Evan A.N. Marks[1], Jorge Miñón[1], Alexandra Casado[1], Olimpio Montero[2], Gonzalo Sacristán[3], Abderrahmane Debdoubi[4], Carlos Rad[1]

[1]Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP, Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. 09001 Burgos, crad@ubu.es, [2]Centro para el Desarrollo de la Biotecnología (CBD-CSIC), E47151 Boecillo, Spain, [3]Grupo GreenMicro, Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. 09001 Burgos, [4]Laboratory of Materials-Catalysis, Chemistry Department, Faculty of Science, B.P. 2117 Tetouan, Morocco.

RESUMEN: El proyecto LIFE+ Integral Carbon planteaba el uso de microalgas edáficas para la recuperación de los nutrientes presentes en efluentes residuales de la industria agroalimentaria. La fijación de Carbono por la biomasa algal y la recuperación de nutrientes como el N, el P o diferentes oligoelementos, es clave para mejorar la huella ambiental de la agroindustria en el marco de una economía circular. Sin embargo, la producción de microalgas con destino a la fertilización está lejos de ser competitiva frente a los fertilizantes minerales por las bajas concentraciones de biomasa que se alcanzan y las dificultades tecnológicas de su recolección. Demostrar que las microalgas pueden tener un efecto biofertilizante y bioestimulador del suelo, es un objetivo clave para asegurar la rentabilidad del proceso global. En este trabajo se han ensayado diferentes suspensiones de microalgas, cianobacterias y rizobacterias (PGPRs), tales como *Chlorella sorokiniana*, *Calothrix* sp. y *Anabaena cylindrica*, todas ellas aisladas de muestras de suelo, como biofertilizantes sobre un cultivo de trigo (*Triticum aestivum*) desarrollado tanto en maceta como en condiciones de hidroponía. Los incrementos en el rendimiento de biomasa seca oscilaron entre el 30-50% con la aplicación de diferentes cultivos de *C. sorokiniana* y *A. cylindrica*, siendo importante tanto la actividad metabólica de la microalga o la cianobacteria, como sus exudados celulares. En condiciones de hidroponía, se obtuvieron incrementos de rendimiento del 40% mediante la combinación de cianobacterias como *A. cylindrica*, con PGPRs del género *Pseudomonas*, habiéndose detectado la síntesis de fitohormonas como ácido indol-acético en el medio de cultivo.

PALABRAS CLAVE: *Chlorella*, *Anabaena*, *Calothrix*, Rizobacterias, Fitoestimulación, Biofertilizantes.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de biofertilizantes en agricultura es una alternativa a la fertilización mineral y que suscita un creciente interés, dado el menor impacto ambiental que generan tanto su obtención como su aplicación, así como por su capacidad de generar sinergias microbianas positivas en los suelos a los que se incorporan. Es por eso que la acción beneficiosa de las interacciones planta-microorganismo representan una solución sostenible y prometedora para incrementar la producción agrícola en las próximas décadas, manteniendo el compromiso de sostenibilidad ambiental (Timmusk y col., 2017).

Si bien las cianobacterias han sido ampliamente utilizadas como biofertilizantes en el cultivo del arroz dada su capacidad de fijación de N_2 durante los periodos de encharcamiento del suelo, su aplicación ha sido escasa a otros cultivos desarrollados en condiciones de se-

cano o regadío en zonas templadas. Sin embargo, las microalgas y cianobacterias pueden ser consideradas como potenciales biofertilizantes puesto que, además de su contenido en nutrientes como N, P y otros microelementos, tienen una alta producción de metabolitos entre los que se encuentran fitohormonas, exopolisacáridos, compuestos antimicrobianos, etc. (Renuka y col., 2018).

El objetivo de este trabajo es demostrar la capacidad biofertilizante de diferentes cultivos de microalgas y cianobacterias edáficas obtenidos en el marco de la realización del proyecto LIFE+ Integral Carbon, solas o en combinación con rizobacterias, sobre plantas de trigo cultivadas tanto en maceta como bajo condiciones hidropónicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Cultivos de microalgas, cianobacterias y rizobacterias empleados

Los cultivos puros de las cianobacterias *Anabaena cylindrica* y *Calothrix* sp. se obtuvieron a partir de muestras superficiales de un suelo de regadío localizado en Losar de la Vera (Cáceres), clasificado como Regosol dístrico (*Rd*) según FAO (IUSS, 2015). El cultivo puro de *Chlorella sorokiniana* fue aislado de muestras superficiales de un suelo agrícola localizado en Ros (Burgos) clasificado como Cambisol crómico (*Ck*). Tras la obtención de colonias puras, se caracterizó a las cepas morfológicamente mediante microscopía óptica, la cual se confirmó con la observación del perfil de pigmentos en extracto metanólico mediante cromatografía líquida HPLC-DAD. Posteriormente, la identificación a nivel de especie se realizó mediante la purificación y secuenciación del 18S y 16S rDNA según el protocolo de Montero y col. (2011), para microalgas y cianobacterias, respectivamente.

Las cepas bacterianas utilizadas fueron *Chryseobacterium balustinum* y *Pseudomonas fluorescens* y *P. simiae*.

2.2. Ensayo de biofertilización en maceta

Para el ensayo en maceta se empleó una mezcla de turba comercial (Pindstrup, Burgos) y vermiculita exfoliada (ASFALTEX) en proporción 1:1 (v/v). En un ensayo inicial, se introdujeron 200 g de la mezcla en los alveolos de una bandeja de germinación (24 por tratamiento), sobre los que se introdujo una semilla de trigo (*Triticum aestivum* L. var. CAMARGO), pre-germinada. Como tratamientos se emplearon 10 mL de las siguientes soluciones: Sol1, suspensión de *C. sorokiniana* en BG11 con una concentración de 2 g MS L^{-1}; Sol2, medio de cultivo filtrado a 2 µm; Sol3, suspensión de *C. sorokiniana* con reemplazo del medio (2 g MS L^{-1}); Sol4, medio de cultivo BG11 estéril. Las bandejas fueron cultivadas en cámara climática durante 2 semanas con una intensidad de luz de 100 µmol m^{-2} s^{-1}, un fotoperiodo de 16:8 horas, y 28°-18°C para los periodos de luz-oscuridad, respectivamente.

Se realizó un segundo ensayo en macetas de 0,4 L en las que se introdujeron 200 g de la mezcla anterior y 4 semillas de trigo pre-germinadas. Los tratamientos fueron idénticos salvo que se empleó un BG11 modificado (sin $NaNO_3$). La experiencia se realizó en cámara climática con las condiciones descritas y utilizando cinco réplicas por tratamiento. Al término de las experiencias, se extrajeron las plantas y se determinó el peso seco de la parte aérea y radicular de cada planta, así como diferentes parámetros morfológicos.

2.3. Ensayo de biofertilización con rizobacterias en hidroponía

El ensayo en condiciones de hidroponía se realizó introduciendo una semilla de trigo pre-germinada en microtubos Eppendorf de 2 mL cortados en su fondo para permitir el desarrollo de la raíz. El tubo fue suspendido en tubos de vidrio (Ø 16 mm) que contenían 40 mL de agua desionizada inoculada con 10 mL los tratamientos descritos en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los medios y cultivos empleados en los diferentes tratamientos.

Tratamientos	Cultivos
BG11	Control medio BG11 modificado
Ana	*A. cylindrica* en BG11 modificado
Cal	*Calothrix* sp. en BG11 modificado
BHI	Control medio BHI
B1	*C. balustinum* en BHI
B2	*P. simiae* en BHI
B3	*P. fluorescens* en BHI
AB1	4. *A. cylindrica – C. balustinum* (1:1 v/v)
AB2	*A. cylindrica – P. simiae* (1:1 v/v)
AB3	*A. cylindrica – P. fluorescens* (1:1 v/v)
CB1	*Calothrix* sp – *C. balustinum* (1:1 v/v)
CB2	*Calothrix* sp – *P. simiae* (1:1 v/v)
CB3	*Calothrix* sp – *P. fluorescens* (1:1 v/v)

La concentración de cianobacterias fue de 1,8 g MS L^{-1} en medio BG11 modificado y la de las diferentes rizobacterias 10^8 UFC mL^{-1} en medio BHI. Se emplearon 5 réplicas por tratamiento y las condiciones de crecimiento anteriormente descritas. Al final del mismo se determinó el peso seco de las partes aérea y radicular de las plantas y sus parámetros morfológicos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos (Figura 1) muestran que es la Solución 2, con el filtrado del medio de cultivo agotado la que presenta un mayor efecto sobre la mayoría de los parámetros de crecimiento de la planta estudiados: mayor desarrollo de la parte aérea y radicular, tanto en longitud como en peso seco, si bien su significación estadística sólo es clara para el peso seco de raíz y planta total, así como con la altura de la planta. Todo ello parece indicar que existe una liberación de compuestos exocelulares por el cultivo de microalgas, que pueden tener un efecto bioestimulante sobre el desarrollo de la planta.

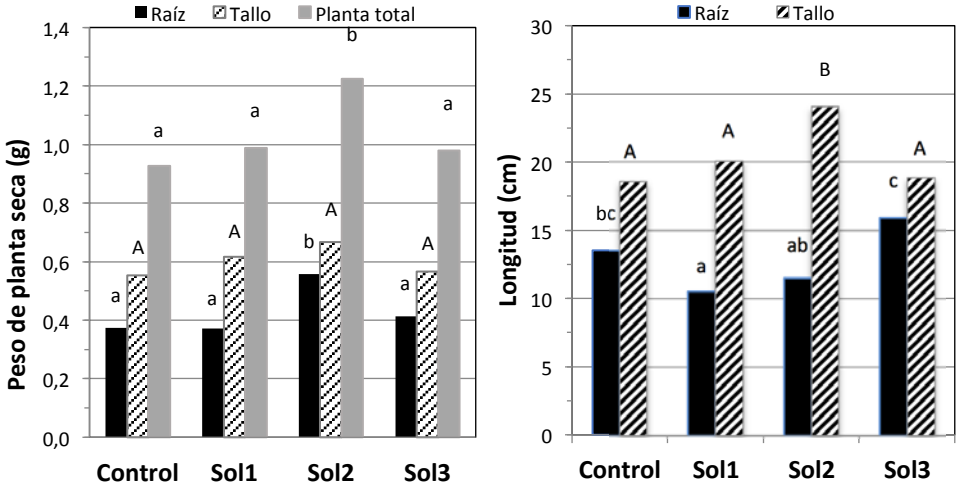


Figura 1. Efecto de la aplicación de suspensiones de *C. sorokiniana* sobre el desarrollo de plantas de trigo. Sol1, cultivo de microalgas; Sol2, medio BG11 agotado; Sol3, suspensión de microalgas en BG11; Control, medio de cultivo BG11. Tratamientos con diferentes letras muestran diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

En otra experiencia se ensayó el efecto de la cianobacteria *Anabaena cylindrica*, también aislada de muestras de suelo, sobre el crecimiento de trigo en macetas. Las cianobacterias han sido propuestas en numerosas ocasiones como elemento biofertilizante en cultivos de arroz, dada su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico; sin embargo, su utilización en otros cultivos ha sido escasa. En este caso, los resultados (Figura 2) muestran diferencias significativas en el peso seco de las plantas fertilizadas con cianobacterias sobre el control, si bien, estas son mayores cuando las células de las cianobacterias están presentes, que sobre el filtrado de las mismas.

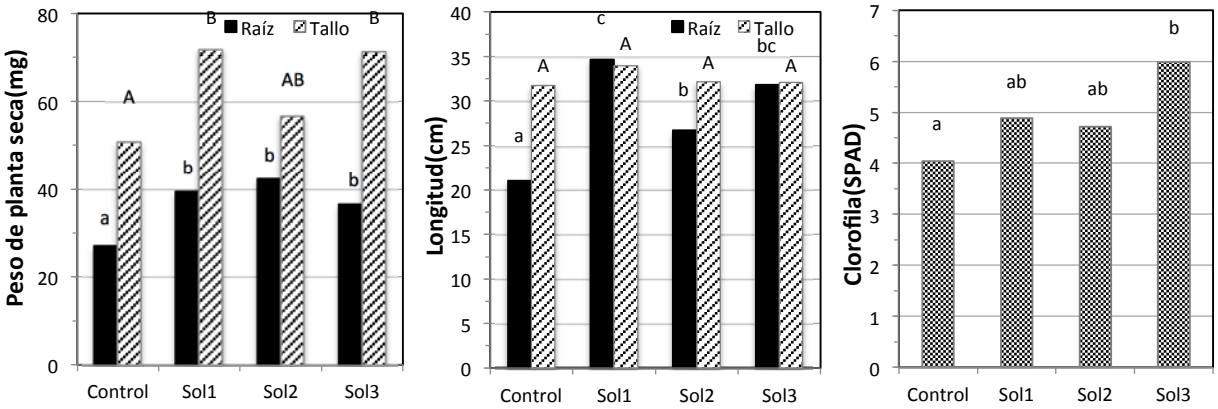


Figura 2. Efecto de la aplicación de suspensiones de *A. cylindrica* sobre el desarrollo de plantas de trigo. Sol1, cultivo de cianobacterias; Sol2, medio BG11 modificado agotado; Sol3, suspensión de cianobacterias en medio de cultivo BG11 modificado; Control, medio de cultivo BG11 modificado. Tratamientos con diferentes letras muestran diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

Finalmente se desarrolló una última experiencia para determinar el efecto de dos cianobacterias, *A. cylindrica* y *Calothrix* sp., así como su aplicación conjunta con bacterias rizosféricas. Los

resultados se muestran en la Figura 3, en la que sólo se muestran aquellos medios con similar composición del medio de cultivo (BHI). Los resultados muestran que la aplicación conjunta de cianobacterias y algas estimula la acción de las rizobacterias, especialmente la combinación de *A. cylindrica* con *C. balustinum* y *P. simiae* y *Calothrix* sp. Con *P. fluorescens*.

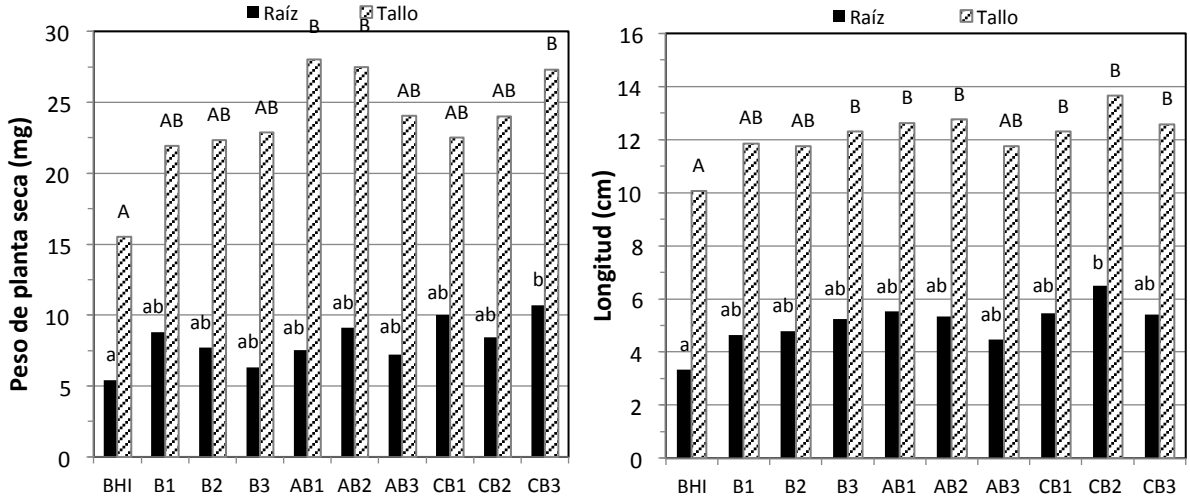


Figura 3. Efecto de la composición de diferentes soluciones hidropónicas sobre el desarrollo de plantas de trigo. Tratamientos descritos en Tabla1. Tratamientos con diferentes letras muestran diferencias estadísticamente significativas (p<0,05).

4. CONCLUSIONES

— La aplicación de microalgas y cianobacterias es un prometedor campo de investigación para el desarrollo de nuevos biofertilizantes, dada su capacidad de crecimiento sobre efluentes residuales urbanos o de diferentes procesos industriales.

— El efecto fertilizante aportado por las microalgas o cianobacterias se ve potenciado por su capacidad de síntesis de biomoléculas que tienen un efecto bioestimulante sobre el desarrollo del cultivo

— La elaboración de co-cultivos de ciano y rizobacterias muestra una mejora de la eficacia del efecto biofertilizante de las PGPR al ser potenciadas por la capacidad autotrófica de las cianobacterias.

5. BIBLIOGRAFÍA

IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma. http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf

Montero O., Porta J.M., Porta J., Martínez G., Lubián L.M., 2011. Characterization of two *Synechococcus* sp. PCC7002-related cyanobacterial strains in relation to 16S rDNA, crtR gene, lipids and pigments. *Phycological Res*. 59: 47-155. https://doi.org/10.1111/j.1440-1835.2011.00613.x

Renuka N., Guldhe A., Prasanna R., Singh P., Bux, F., 2018. Microalgae as multi-functional options in modern agriculture: current trends, prospects and challenges. *Biotechnol. Adv*. 36: 1255-1273. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.04.004.

Timmusk S., Behers L., Muthoni J., Muraya A., Aronsson A-C., 2017. Perspectives and challenges of microbial application for crop improvement. *Front. Plant Sci.* 8: 49. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00049

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto LIFE+ Integral Carbon (LIFE13 ENV/ES/001251). A. Casado forma parte del programa de ayudas a la contratación de personal técnico de apoyo a la investigación de Castilla y León (Fondo de Social Europeo). R. Kholssi recibió una ayuda MAEC-AECID 2015-16 para su estancia en el grupo de investigación UBUCOMP.

PRODUCCIÓN DE AROMA DE FRUTA Y ROSA A PARTIR DE LA FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO DE BAGAZO DE CAÑA DE AZÚCAR

Oscar Mauricio Martínez, Antoni Sánchez, Raquel Barrena, Xavier Font

Departamento de Ingeniería Química, Biológica y Ambiental, Universitat Autònoma de Barcelona. Escola d'Enginyeria, 08193-Bellaterra (Barcelona), raquel.barrena@uab.es

RESUMEN: La producción de aromas mediante procesos biotecnológicos es una alternativa que cobra fuerza respecto a su obtención tradicional. Por ejemplo, en el aroma de fruta, los compuestos se producen como metabolitos secundarios producidos durante la fermentación mientras que el de rosa se obtiene por la bioconversión de un sustrato precursor (L-fenilalanina a 2-feniletanol y 2-feniletil acetato). Normalmente, se utiliza la fermentación sumergida para la obtención de estos compuestos, sin embargo, la fermentación en estado sólido se plantea como una alternativa prometedora para su obtención, entre otras cosas, por la posibilidad de utilizar residuos como materia prima para el proceso. En este trabajo, se ha investigado la producción de ambos aromas por fermentación en estado sólido utilizando el microorganismo *Kluyveromyces marxianus*. El de fruta, a partir de la fermentación directa de bagazo de caña de azúcar y melazas de remolacha y, el de rosa a partir de la bioconversión de L-fenilalanina utilizando también bagazo de caña de azúcar como fuente de carbono y soporte. Se presentan los resultados obtenidos a escala laboratorio trabajando a diferentes volúmenes de reactor desde 0,5 L a 22 L, y trabajando a diferentes condiciones de proceso. Partiendo de la optimación a escala de laboratorio (0,5 L), trabajando en condiciones controladas y con los sustratos esterilizados, se han operado reactores a escalas superiores (1,6, 4,5 y 22 L), sin control de temperatura ni esterilización, donde se han producido los compuestos buscados. A estas escalas se han estudiado diferentes estrategias de operación con el objetivo de obtener su máxima producción.

PALABRAS CLAVE: Fermentación en Estado Sòlido, aromas, residuos agroindustriales, *Kluyveromyces marxianus, bioconversión*

1. INTRODUCCIÓN

Los aromas, compuestos que desprenden un olor agradable, tienen un rol importante como aditivos en diversas industrias como la alimentaria, cosmética, química y farmacéutica, mejorando las características organolépticas de sus productos finales. Su uso extendido se corresponde con los indicadores del mercado de fragancias y sabores, el cual se estimó en US$ 26,5 billones para el 2016, de los cuales, 16% correspondió a estos aditivos (The Freedonia group, 2016). Los aromas se encuentran de modo natural en gran variedad de matrices como alimentos, plantas, flores o frutos. Sin embargo, su extracción de dichas fuentes está limitada por su baja concentración, haciendo el proceso ineficiente y costoso. Es así como la producción de aromas se ha encaminado hacia la síntesis química de los compuestos más representativos, obteniendo productos de mucho menor coste, pero a la vez, de una menor calidad, al solo reproducir parcialmente las características de los aromas naturales (Dastager, 2009).

Una alternativa prometedora para la producción de aromas es la basada en la biosíntesis o la bioconversión mediante microorganismos (Longo y Sanromán, 2006). En estos bioprocesos, se obtienen dichos compuestos como metabolitos secundarios producidos durante la fermentación

(por ejemplo, aroma de fruta) o bien por la bioconversión de un sustrato precursor (por ejemplo, L-fenilalanina (LFA) a 2-feniletanol (2FE) y 2-feniletil acetato (2FEA); correspondientes al aroma de rosa). En general, la obtención de bioproductos es promovida por la legislación europea a través de la denominación de "sustancias generalmente reconocidas como seguras" (*Generally Recognized As Safe*, GRAS), determinando que los productos obtenidos por rutas biotecnológicas se consideran naturales cuando el sustrato utilizado para este fin proviene de una fuente natural (Dubal y col., 2008).

Aunque en la actualidad, la mayoría de bioprocesos para obtener aromas se basan en el uso de la fermentación en medio líquido, la fermentación en estado sólido (FES) se presenta como una tecnología alternativa con potencial para llevar a cabo este tipo de bioconversión. Mientras algunos sistemas en fermentación líquida requieren un consumo significativo de agua, solventes y energía, la FES presenta ventajas intrínsecas que promueven el desarrollo de sistemas más sostenibles (Martínez y col., 2018). Normalmente, la FES presenta rendimientos elevados, tiene un bajo requerimiento energético y puede emplear residuos sólidos orgánicos como materia prima. En este sentido, la FES se presenta como una alternativa en concordancia con los principios de la economía circular al emplear materias primas renovables y reducir la generación de residuos (Sheldon, 2018).

En el grupo de investigación GICOM de la UAB se ha apostado por la aplicación de la FES, integrándola con el uso de residuos orgánicos como materia prima, junto con el desarrollo de estrategias de operación más eficientes y sostenibles. Dichos bioprocesos se utilizan para la obtención productos de valor añadido, como por ejemplo, enzimas (Cerda y col., 2016), biopesticidas (Ballardo y col., 2016) o biotensioactivos (Jiménez-Peñalver y col., 2016).

En cuanto a la producción de aromas vía FES, los residuos agroindustriales son una buena opción como sustrato, ya que son ricos en carbohidratos y otros nutrientes (Sarma y col., 2014). Entre estos, cabe resaltar el bagazo de caña de azúcar (BCA), un residuo fibroso obtenido después de la extracción del jugo contenido en la caña de azúcar y que es se suele utilizar para la producción de energía en la misma industria azucarera. Sin embargo, su uso en la producción de aromas permitiría su valorización material considerada como prioritaria en la legislación europea.

El objetivo de este trabajo es la obtención de aromas de valor añadido a partir de un proceso de FES del BCA empleando la levadura *Kluyveromyces marxianus.* Los aromas objetivo son los aromas a fruta (mezcla de ésteres de bajo peso molecular) y los aromas a rosa (2FE y 2FEA). En el primer caso, el BCA fue suplementado con melazas de remolacha para aumentar la cantidad de azucares disponibles en el medio, mientras que para obtener el 2FE y 2FEA se utilizó el BCA en combinación con el LFA como precursor. Para ello, se evaluaron los sistemas de reacción a diferentes escalas (0,5 a 22 L) bajo diferentes esquemas de operación y condiciones de proceso, en busca de maximizar la producción de los aromas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En la producción de ambos aromas se ha seguido procedimientos semejantes. Inicialmente se evaluaron los procesos a temperatura constante a escala de 0,5L. El objetivo de dichos experimentos fue establecer las condiciones óptimas de producción de los aromas. A continuación, se evaluaron los sistemas a escalas superiores empleando reactores sin control de temperatura que eran adiabáticos (4,5L) o no aislados (1,6L y 22L). En ambos casos, además,

se han estudiado diferentes estrategias de operación (mezclado, proceso discontinuo, proceso con alimentación de sustrato en semi-continuo y proceso por lotes secuenciales), con el objetivo de avanzar hacia un escalado de los procesos. Los reactores son recipientes herméticos y disponen de una entrada y salida de aire continua a un caudal fijado. El caudal de aire y la concentración de oxígeno a la salida del reactor se han monitorizado constantemente mediante un sistema de adquisición de datos, para calcular la velocidad específica de consumo de oxígeno y utilizarlo como indicador de la actividad del microorganismo (Martínez y col., 2017; Martínez y col., 2018).

El bagazo de caña de azúcar, utilizado como sustrato en el proceso de FES, se obtuvo de la empresa Ingenio Ntra. Sra. Del Carmen (Málaga, Spain). Se secó a 60ºC y se trituró a un tamaño de entre 0,5 y 32 mm. Dependiendo del aroma a producir, se añadió a éste, las melazas o el LFA y una solución de nutrientes para ajustar el pH y la humedad inicial. Posteriormente se añadió la cantidad necesaria de inóculo de *Kluyveromyces marxianus* (ATCC10022) sobre la mezcla esterilizada o no según el objetivo del experimento.

La producción de los aromas a frutas se determinó en la fase gaseosa siguiendo la metodología descrita por Martínez y colaboradores (2017), en la salida del aire proveniente del reactor. Entre tanto, la producción de aromas a rosa se determinó por medio de su extracción de la fase sólida como se indica en Martínez y colaboradores (2018). El análisis de la información recopilada ha sido procesado con el software Minitab 16 (Minitab Inc.). Las estrategias evaluadas se han comparado empleando ANOVA de un factor ($p < 0,05$) mediante el test de Tukey. Los experimentos realizados corresponden al valor medio de duplicados o triplicados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Producción de aroma de frutas

Inicialmente se evaluó la producción de los aromas de fruta a escala 0,5L (100g de material) y temperatura constante bajo condiciones estériles. La optimización del proceso se llevó a cabo por medio de un diseño de experimentos de Box-Behnken, con el objetivo de maximizar la producción total de los compuestos volátiles producidos en la fermentación (la suma de todos ellos). También, se buscó identificar las condiciones que maximizan la producción de ésteres (las principales especies contribuyendo al aroma frutal). En esta etapa, la FES evaluada era un proceso discontinuo con una duración de 72h. Los parámetros a optimizar fueron: la temperatura, la concentración inicial de melazas y el caudal específico de aire (referido a la masa seca de material procesado).

Como se aprecia en la Figura 1(a), a esta escala, la máxima producción acumulada de compuestos volátiles (P_{vol}^{Ac}) alcanzó 161 mg_{Vol} g^{-1} de sólidos totales iniciales (ST) y se produjo a 40ºC, un 35% de melazas (en base seca) en la mezcla inicial y un caudal de aire de 0,14 L $h^{-1}g^{-1}$. No obstante, a estas condiciones la mayoría de los compuestos obtenidos (43%) fueron alcoholes, y tan solo un 18% del total correspondieron a ésteres. Por su parte, las mejores condiciones para la producción de ésteres se obtuvieron al trabajar a 30ºC, con un 25% de melaza y un caudal de 0,11 L $h^{-1}g^{-1}$ (Figura 2(b)). Bajo estas condiciones, la producción de esteres alcanzó 47,6 $mg_{ésteres}$ g^{-1}_{ST} que correspondió a un 35% del total de los compuestos volátiles producidos.

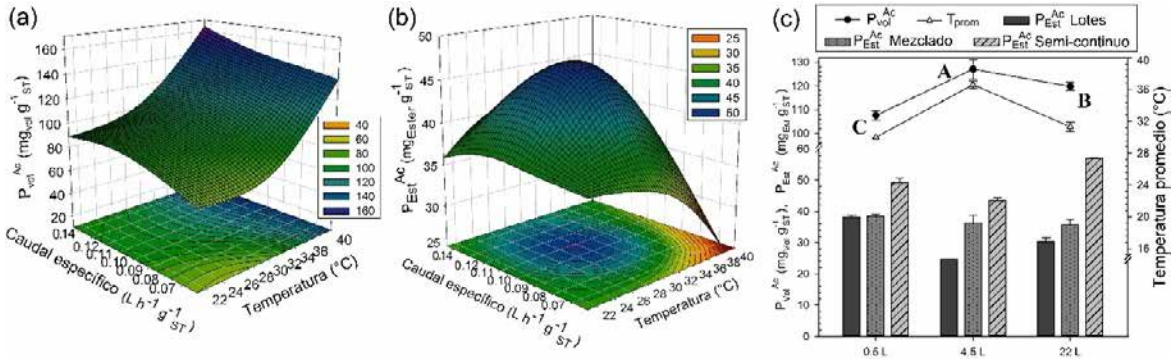


Figura 1. Producción de aromas de fruta por fermentación en estado sólido de bagazo de caña. (a) Maximización de la producción total a escala laboratorio, (b) maximización de la producción de ésteres a escala laboratorio, (c) desarrollo del proceso a diferentes escalas.

Partiendo de la información a escala 0,5L, se estudiaron estrategias de operación alternativas al proceso por lotes como la agitación intermitente o la alimentación semi-continua a diferentes escalas (0,5, 4,5 y 22L). En el proceso semi-continuo, la alimentación se fraccionó a lo largo de la fermentación, permitiendo controlar la concentración de sustratos (principalmente azucares) durante la fermentación, y delimitando así, el efecto Crabtree. De este modo, se limita la producción de alcoholes y se fomentan las rutas metabólicas para obtener los ésteres. La figura 2(c) presenta un resumen del desempeño de las estrategias evaluadas a las diferentes escalas de proceso. Como se observa, en todas las escalas el mezclado intermitente y la operación semi-continua resultan más convenientes para la producción de los ésteres, y en particular ésta última promueve una selectividad significativamente elevada pudiéndose alcanzar hasta 57 $mg_{ésteres}\ g^{-1}_{ST}$ en el sistema de 22 L (2,5 kg de material procesado). Se observó además, que la producción total de volátiles sigue una tendencia similar al de la temperatura media de proceso, validando la importancia de esta variable en la producción de los aromas de fruta. Finalmente, se observó también como el cambio de escala (de 100 a 2.500g) y la modificación en la estrategia de proceso no sólo no redujo la producción de ésteres, sino que, al contrario, supuso un aumento del 16%.

3.2. Producción de aroma de rosas

La producción de 2FE y 2FEA fue abordada inicialmente a escala laboratorio (0,5L) para identificar las variables de mayor relevancia para el proceso. Posteriormente, se evaluó el proceso a escalas de 1,6 y 22 L bajo condiciones no estériles, enfocando el análisis en el estudio de las estrategias de operación semi-continua y de lotes secuenciales. Igual que para los aromas de fruta, en la obtención de 2FE y 2FEA la estrategia de operación resultó ser decisiva para el proceso, afectando no sólo la producción total (P_{sub}^{Tot}) sino a otros parámetros como la productividad volumétrica ($Y_{s\text{-}t}$) y el rendimiento del precursor (Y_{mol}). Además, éstas contribuyen en la sostenibilidad del proceso al reducir el consumo de recursos clave como el aire (C_{aire}) e inoculo (I_{req}). Esta tendencia se conservó en las escalas evaluadas (Figura 2(a) y (b)), encontrando que la estrategia de lotes secuenciales produce las mayores producciones (17% más que en lotes) reduciendo el consumo de recursos clave entre 22 y 76% respectivamente.

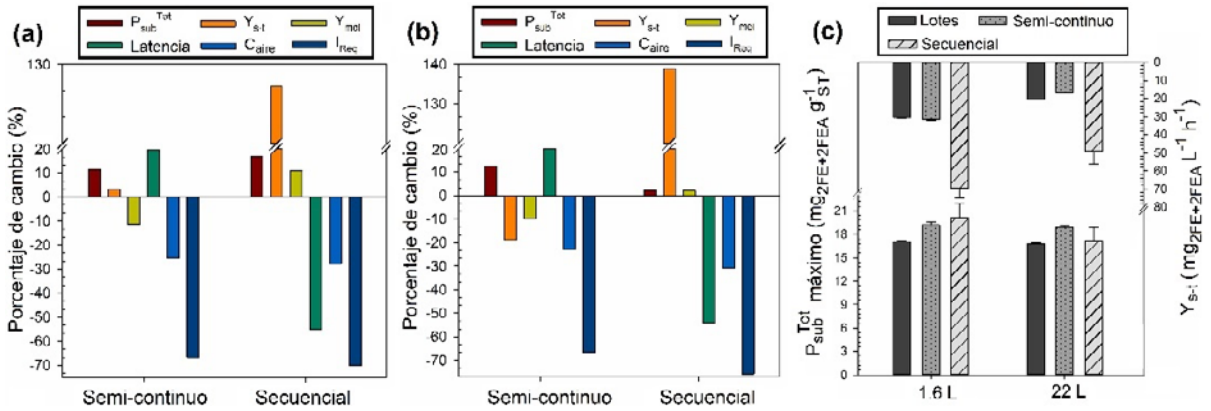


Figura 2. Producción de aromas de rosa por fermentación en estado sólido de bagazo de caña. Efecto de la estrategia de operación en los parámetros de desempeño (a) a 1,6L, (b) a 22 L, (c) efecto del escalado.

Aunque el incremento de escala indujo una caída en la producción y productividad, las estrategias propuestas resultan más eficaces que el proceso por lotes para minimizar dichos efectos (Figura 2(c)). Así, se presentan como alternativas viables en miras de la implementación a escala industrial de dichos procesos.

4. CONCLUSIONES

La FES se ha mostrado efectiva en la producción de aromas de fruta y rosa. Se han evaluado los procesos empelando diversas estrategias de operación encontrando mejoras significativas al implementar procesos semi-continuos y por lotes secuenciales. Los resultados muestran la viabilidad de usar sistemas basados en residuos para obtener estos aromas de valor añadido.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ballardo C, Abraham J, Barrena R, Artola A, Gea T, Sánchez A. 2016. Valorization of soy waste through SSF for the production of compost enriched with *Bacillus thuringensis* with biopesticide properties. *J. Environ. Manage.* 169:126–131.

Cerda A, El-Bakry M, Gea T, Sánchez A. 2016. Long term enhanced solid-state fermentation: Inoculation strategies for amylase production from soy and bread wastes by Thermomyces sp. in a sequential batch operation. *J. Environ. Chem. Eng.* 4:2394–2401.

Dastager S. 2009. Aroma compounds. En: Sinhg nee' Nigam, P, Pandey, A, editores. *Biotechnol. agro-industrial residues Util.* Primera edición. Netherlands: Springer Books, pp. 105–127.

Dubal SA, Tilkari YP, Momin SA, Borkar I V. 2008. Biotechnological routes in flavour industries. *Adv. Biotech* 14:20–31.

Etschmann MMW, Bluemke W, Sell D, Schrader J. 2002. Biotechnological production of 2-phenylethanol. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 59:1–8.

Jiménez-Peñalver P, Gea T, Sánchez A, Font X. 2016. Production of sophorolipids from winterization oil cake by Solid-state fermentation: Optimization, monitoring and effect of mixing. *Biochem. Eng. J.* 115:93–100.

Longo MA, Sanromán MA. 2006. Production of food aroma compounds: Microbial and enzymatic methodologies. *Food Technol. Biotechnol.* 44:335–353.

Martínez O, Sánchez A, Font X, Barrena R. 2017. Valorization of sugarcane bagasse and sugar beet molasses using *Kluyveromyces marxianus* for producing value-added aroma compounds via solid-state fermentation. *J. Clean. Prod.* 158:8–17.

Martínez O, Sánchez A, Font X, Barrena R. 2018. Bioproduction of 2-phenylethanol and 2-phenethyl acetate by *Kluyveromyces marxianus* through the solid-state fermentation of sugarcane bagasse. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 102:4703–4716.

Sarma SJ, Dhillon GS, Hedge K, Brar SK, Verma M. 2014. Utilization of Agro-industrial wastes for the production of aroma compounds and fragrances. En: Brar, SK, Dhillon, GS, Fernandes, M, editores. *Biotransformation Waste Biomass into High Value Biochem.* New York: Springer Books, pp. 99–115.

Sheldon RA. 2018. The Road to Biorenewables: Carbohydrates to Commodity Chemicals. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 6:4464–4480.

The Freedonia group. 2016. World Flavors & Fragrances: 2017-2020. *Ind. study with Forecast 2017-2020*. Cleveland 388 p.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, a través del proyecto CTM2015-69513-R.

OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES LÍQUIDOS A PARTIR DE MATERIAL BIOESTABILIZADO

Marina Fernández-Delgado, Cristina Benito, Mónica Coca, Gerardo González-Benito, Mª Teresa García-Cubero, Susana Lucas

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente, Instituto de Procesos Sostenibles, Universidad de Valladolid, España, marina.fernandez.delgado@alumnos.uva.es

RESUMEN: El objetivo de este trabajo es optimizar la etapa de extracción de nutrientes a partir de material bioestabilizado, procedente de una planta de tratamiento mecánico-biológico que procesa residuos domésticos de recogida no selectiva, empleando como disolvente una disolución de KOH (0,5 M). Los cuatro parámetros de operación estudiados fueron: (1) la temperatura de extracción (30/45/60 ºC), (2) la velocidad de agitación (100/200/300 rpm), (3) el tamaño de partícula (>1 mm, fracción mezcla, <1 mm) y (4) el tiempo de extracción (24/48/72 h). Como variables de respuesta se consideraron las concentraciones de nutrientes en el extracto y los rendimientos de extracción obtenidos. En las condiciones de operación que producen mejores resultados (45 ºC, 200 rpm, fracción mezcla y 48 h) se obtienen extractos con una concentración de 4,9 g L^{-1} de nitrógeno Kjeldahl (NKT), 47,0 g L^{-1} de K_2O y 50,6 g L^{-1} de carbono orgánico. Los valores de concentración de potasio (K_2O) y carbono orgánico superan los valores límite requeridos para el empleo de estos extractos como fertilizantes líquidos orgánicos del tipo K con el marcado CE.

PALABRAS CLAVE: biofertilizantes, residuos orgánicos, material bioestabilizado; compostaje, extracción

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos urbanos generados cada año en la Unión Europea alcanzan casi los 90 millones de toneladas, representando aproximadamente el 75% de los biorresiduos que se producen en Europa (COM/2010/235/FINAL). Para el año 2020 se espera que estos datos se incrementen un 10%. La Directiva (UE) 2018/851 propone recoger y reciclar de forma separada de acuerdo con la jerarquía de residuos. En el caso de los residuos domésticos se han de separar las fracciones papel y cartón, vidrio, metales, plásticos, biorresiduos, madera, textiles, envases, aparatos eléctricos y electrónicos, pilas y acumuladores, y voluminosos. El objetivo final es reducir las emisiones de gases de efecto invernadero que se originan en la eliminación de estos biorresiduos en vertederos.

Casi el 50% de los biorresiduos generados a través de la recogida no selectiva en España acaban en el vertedero terminando con su vida útil. De la mitad restante de estos biorresiduos, menos del 12% se destinan a las plantas de tratamiento mecánico-biológico, donde se separan las distintas fracciones y se obtiene, tras el compostaje de la materia orgánica existente en esta fracción, un material bioestabilizado, el cual no puede ser empleado en suelo agrícola como fertilizante debido a su procedencia (PEMAR, 2015). Actualmente, este material se utiliza en la restauración y construcción de carreteras, en la regeneración de zonas incendiadas y en su valorización energética en instalaciones de coincineración.

El objetivo global del proyecto VALORCOMP (0119_VALORCOMP_2_P), financiado por INTERREG V A Espanha-Portugal (POCTEP), es la valorización de los residuos orgánicos procedentes

de las plantas de tratamiento mecánico-biológico. Para ello se han planteado diferentes alternativas: la valorización agronómica, el desarrollo de tecnologías termoquímicas para la valorización energética y la producción de biomateriales (carbón activo y briquetas). Los beneficiarios del proyecto y encargados del estudio de las diferentes vías planteadas son la Universidad de Valladolid (España), la Fundación CIDAUT (España), el Instituto Politécnico de Bragança (Portugal), la empresa Resíduos do Nordeste (Portugal) y la empresa NERTATEC S.L. (España).

En el ámbito de este proyecto, el objetivo de la Universidad de Valladolid es recuperar los nutrientes del material bioestabilizado con el fin de obtener fertilizantes que puedan ser utilizados en agricultura y que cumplan con la normativa vigente. En este trabajo se busca optimizar las condiciones de extracción utilizando un solvente alcalino con el fin de obtener un producto que pueda ser utilizado como fertilizante líquido orgánico según la normativa europea en vigor.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Material bioestabilizado

El material bioestabilizado fue donado por Resíduos do Nordeste (Portugal). Fue congelado a -18 ºC antes de su uso y se secó a 70 ºC antes de realizar los experimentos. La composición del material bioestabilizado se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición del material bioestabilizado. MT: Materia Total. MS: Materia Seca.

Componentes	Unidades	Valor
Humedad	%p/p MT	23,5 ± 0,1
Materia Orgánica	%p/p MS	41,6 ± 0,4
Carbono Orgánico	%p/p MS	28,7 ± 0,2
Nitrógeno Kjeldahl (NKT)	%p/p MS	2,1 ± 0,3
Fósforo como P_2O_5	%p/p MS	1,2 ± 0,1
Potasio como K_2O	%p/p MS	1,9 ± 0,2

Las muestras secas se tamizaron para determinar la distribución de tamaños de partícula (tamices CISA ISO-3310.1 y .2.). La humedad y la materia orgánica se analizaron por gravimetría a 105 ºC y 550 ºC, respectivamente, durante 24 horas. El contenido en nitrógeno y carbono se analizó con un analizador elemental LECO CHN-2000. El fósforo se caracterizó a través de una digestión húmeda con H_2SO_4 + HNO_3 y midiendo su concentración en los extractos por espectrofotometría (HITACHI U 2000) de acuerdo con el método de azul de molibdeno (Worsfold y col., 2005).

2.2. Extracción de nutrientes

La extracción con la disolución de KOH 0,5M se realizó en matraces cerrados de 250 mL, con la cantidad apropiada de compost (50 g) y de disolución con el fin de cumplir la relación másica sólido:líquido 1:2,5. La extracción se realizó en un agitador orbital (Incubator Shaker ES-60) fijando la temperatura (30, 45 y 60 ºC), la velocidad de agitación (100, 200 y 300 rpm), variando el tiempo de extracción entre las 24 y las 72 horas, y utilizando distintos tamaños de partícula (>1

mm, fracción mezcla, <1 mm). A continuación, se centrifugaron los extractos durante 10 minutos a 12500 g para recuperar los sobrenadantes. Todos los experimentos se realizaron por duplicado.

Para caracterizar los extractos líquidos, se analizó el carbono orgánico total (COT) a través de un analizador TOC-V 5000. El nitrógeno Kjeldahl (NKT) fue determinado a través de una digestión ácida con H_2SO_4 y una destilación con el equipo BUCHI KJELFLEX K-360 según la norma UNE EN 25663.

2.3. Análisis de datos

Las diferencias estadísticas se determinaron usando un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$) con el software comercial *Statgraphics Centurion XVII/win*. El test de múltiples rangos Tukey se usó para encontrar las diferencias significativas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se ha indicado previamente, en este trabajo se ha estudiado la influencia de la temperatura (30, 45 y 60 ºC), el tiempo (24, 48 y 72 h.), el tamaño de partícula (>1 mm, fracción mezcla, <1 mm) y la agitación (100, 200 y 300 rpm) en la extracción de los nutrientes principales, como el nitrógeno y el carbono orgánico. En la tabla 2 se muestra un resumen de los resultados obtenidos en los ensayos realizados.

La concentración de nutrientes, así como el rendimiento, se incrementa con el aumento de la temperatura en la etapa de extracción. Las máximas concentraciones (4,4 g NKT L^{-1} y 54,0 g COT L^{-1}) y los máximos rendimientos de recuperación (52,7 % NKT y 47,0 % COT) se obtienen a la temperatura más alta estudiada (60 ºC). Sin embargo, no se han encontrado diferencias significativas entre la operación a 45 y 60 ºC. De igual manera, García y col. (1994) comprobaron que la mejor temperatura de operación era de 50 ºC en las extracciones de nutrientes, a partir de lignito, con una disolución de 0,25M KOH.

El efecto del tiempo sobre la extracción de nutrientes tiene una tendencia similar al efecto de la temperatura. Es al máximo tiempo estudiado (72 h) cuando se obtienen las máximas concentraciones y rendimientos de recuperación de nutrientes. Sin embargo, se ha observado que a partir de 48 h los resultados no muestran diferencias significativas, obteniéndose a este tiempo una concentración de nitrógeno de 5,2 g L^{-1} (62,2 % de recuperación) y una concentración de carbono orgánico de 56,4 g L^{-1} (49,1 % de recuperación). Los resultados obtenidos concuerdan con los descritos por Tortosa y col. (2014) en la extracción de nutrientes a partir del compost del "alperujo" con una disolución 1M KOH a 70 ºC, para la que obtienen una concentración de 62,9 g L^{-1} de carbono y de 6,2 g L^{-1} de nitrógeno.

El estudio de la influencia del tamaño de partícula denota que no es necesario una separación previa por tamaños, debido a que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de nitrógeno y carbono orgánico al trabajar tanto con la fracción mezcla, como con los dos tamaños de partícula analizados (< 1 mm y > 1 mm).

Por último, el efecto de la agitación en la extracción de nutrientes apunta a que conforme aumenta la agitación (300 rpm), mayores son las concentraciones obtenidas (5,21 g NKT L^{-1} y 56,5 g COT L^{-1}). Sin embargo, no existen diferencias significativas entre realizar la extracción a 200 rpm y 300 rpm. Por tanto, la velocidad de agitación más favorable desde el punto de vista técnico y económico para la extracción de nutrientes en este caso es de 200 rpm. En estas condiciones se obtienen extractos con 4,58 g L^{-1} de nitrógeno (62,0 %) y 52,94 g L^{-1} de carbono orgánico (46,4 %).

Tabla 2. Concentraciones y rendimientos de extracción de nitrógeno (NKT) y carbono orgánico (COT).

				Concentraciones (g L^{-1})		Rendimiento (%)	
Tamaño de partícula	**t (h)**	**T (ºC)**	**ω (rpm)**	**NKT**	**COT**	**NKT**	**COT**
TEMPERATURA DE EXTRACCIÓN (ºC)							
		30		3,30	30,62	39,1	26,6
Fracción mezcla	24	45	200	4,23	45,13	50,4	39,3
		60		4,43	53,97	52,7	47,0
TIEMPO DE EXTRACCIÓN (h)							
	24			4,58	52,94	54,9	46,4
Fracción mezcla	48	60	200	5,22	56,35	62,2	49,1
	72			5,46	59,09	65,0	51,5
TAMAÑO DE PARTÍCULA (mm)							
< 1 mm				4,92	53,65	58,6	55,5
Fracción mezcla	24	60	200	4,58	52,94	54,9	46,4
> 1 mm				4,54	49,73	54,5	38,3
AGITACIÓN (rpm)							
			100	4,47	45,48	53,2	39,6
Fracción mezcla	24	60	200	4,58	52,94	54,9	46,4
			300	5,21	56,54	62,0	49,2

4. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, se desprende que las condiciones más favorables de operación para la extracción de nutrientes a partir de material bioestabilizado, dentro del intervalo de trabajo estudiado, son T = 45 ºC, t = 48 h, fracción mezcla y ω = 200 rpm, obteniendo como resultado 4,9 g L^{-1} de nitrógeno (NKT), 47,0 g L^{-1} de potasio (K_2O) y 50,6 g L^{-1} de carbono orgánico (COT).

La propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la regulación de fertilizantes con marcado CE dicta que los fertilizantes líquidos orgánicos deben tener como mínimo 50 g L^{-1} de carbono orgánico (COT) y, al menos uno de los tres macronutrientes (N, K, P) debe superar la concentración mínima exigida, siendo éstas, 20 g L^{-1} de nitrógeno total, 20 g L^{-1} de potasio (K_2O) y 10 g L^{-1} de fósforo (P_2O_5).

Los extractos líquidos obtenidos en esta investigación alcanzan la concentración mínima de carbono orgánico y de potasio, por lo que podría ser utilizado como fertilizante líquido orgánico tipo K. Al no superar la concentración mínima de nitrógeno total, se propone como trabajo futuro una etapa posterior de concentración para obtener un fertilizante tipo NK que cumpla con las concentraciones mínimas exigidas por la Unión Europea.

5. BIBLIOGRAFÍA

COM/2010/235/FINAL, 2010. *Communication from the Commision to the Council and the European Parliament on future steps in bio-waste management in the European Union*.

COM(2016) 157 final, 2016. *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el marcado CE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009*

Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.

García D., Cegarra J., Roig A., Abad M., 1994. Effects of the extraction temperature on the characteristics of a humic fertilizer obtained from lignite. *Bioresource Technol*. 47, 103-106.

Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022 (PEMAR), 2015. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2015.

Tortosa G., Alburquerque J.A., Bedmar E.J., Ait-Baddi G., Cegarra J., 2014. Strategies to produce commercial liquid organic fertilizers from “alperujo” composts. *Journal of Cleaner Production* 82, 37-44.

Worsfold P. J., Gimbert L. J., Mankasingh U., Omaka O. N., Hanrahan G., Gardolinski P. C. F. C., Haygarth P. M., Turner B. L., Keith-Roach M. J., McKelvie I. D., 2005. Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination of phosphorus species in natural waters and soils. *Talanta* 66, 273–293.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al programa de cooperación INTERREG V-A España-Portugal (POCTEP) 2014-2020 por el apoyo financiero recibido (proyecto 0119_VALORCOMP_2_P).

CALIDAD AGRONÓMICA DE UN COMPOST DE HOJAS DE COCA DECOMISADA AL NARCOTRÁFICO Y RESIDUOS BOVINOS

Humberto Sainz[1], Emma Apaza[1], Francisco Mamani[1], Rogelio Nogales[2]

[1]Carrera Ingeniería Agronómica, Universidad Pública de El Alto-UPEA, Bolivia, [2]Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), c/ Profesor Albareda 1, 18008-Granada, rogelio.nogales@eez.csic.es

RESUMEN: En Bolivia, la producción de hoja de coca está protegida por la Constitución debido a sus usos culturales, medicinales e industriales. Sin embargo, parte de ella es desviada por los narcotraficantes para la elaboración de cocaína. Aunque, mayoritariamente, la hoja de coca decomisada (353 toneladas, 2016) es incinerada o destruida, en los últimos años se han buscado alternativas para su valorización, como las de producción de abono orgánico, mediante compostaje. El objetivo del estudio fue determinar la calidad del compost obtenido de mezclas de hojas de coca y residuos bovinos (estiércol e ingesta). Para ello, se desarrollaron tres pilas (2 m largo x 2 m ancho x 1 m alto), en las que se depositaron 2 capas alternativas de cada residuo, siendo recubiertas con agrofilm (250 µm). El proceso de compostaje se prolongó durante 119 días, siendo las pilas volteadas quincenalmente. Posteriormente, el material se maduró durante 45 días. Durante el compostaje se alcanzaron temperaturas de 55 °C durante más de cinco días, por lo que el producto obtenido se consideraría higienizado. El compost obtenido presentó un pH ligeramente básico, elevados contenidos de materia orgánica (> 550 g kg^{-1}) y nutrientes y baja relación C/N (<15), cumpliendo por ello con la legislación española (RD 999/2017) para ser utilizado como enmienda orgánica en agricultura convencional e integrada. Sin embargo, su elevada conductividad (>10 dS m^{-1}) y concentración de cadmio (>0,7 mg kg^{-1}) restringiría su uso en cultivos sensibles o en agricultura ecológica.

PALABRAS CLAVE: Residuos de hoja de coca, estiércol bovino, compostaje, características agronómicas, uso agrícola.

1. INTRODUCCIÓN

La constitución del Estado Plurinacional de Bolivia establece en su artículo 384 “El Estado protege a la coca originaria y ancestral como patrimonio cultural, recurso natural renovable de la biodiversidad de Bolivia, y como factor de cohesión social; en su estado natural no es estupefaciente. La revalorización, producción, comercialización e industrialización se regirá mediante la ley”. La Ley General de la Coca del año 2017 autoriza el cultivo legal de coca en 22000 ha, aunque se estima una superficie de 23.100 ha de este cultivo (UNODOC, 2017) y además, parte de la hoja de coca producida legalmente es desviada por los narcotraficantes para la elaboración de derivados ilícitos como sulfato o clorhidrato de cocaína. En el año 2016 fueron decomisadas 353 toneladas de hoja de coca por la Fuerza Especial de Lucha Contra el Narcotráfico (FELCN) de Bolivia (UNODOC, 2017). Mayoritariamente esta hoja es incinerada o destruida, aunque en los últimos años se ha realizado un notable esfuerzo en la búsqueda de alternativas para su revalorización, mediante su uso con fines medicinales, industriales o la producción de abonos orgánicos, mediante compostaje y otros sistemas de biodegradación de residuos orgánicos.

Según el RD 506/2013 de la legislación española, el compostaje es un proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos biodegradables que da lugar a los tipos de abonos o enmiendas orgánicas, cuyas características se detallan en los grupos 2 (abonos orgánicos) y 6 (enmiendas orgánicas) del anexo I. Desde su inicio en los años 20 del siglo pasado, mediante el sistema Indore, el compostaje se ha desarrollado, a escala científica e industrial en todos los países del mundo utilizando como materiales compostables una gran variedad de residuos de naturaleza agrícola, ganadera, agroindustrial y urbana (Gajalakshmi y Abbasi, 2008; Sharma y col., 1997). En relación a ello, el objetivo del estudio fue desarrollar un proceso de compostaje utilizando hojas de coca y residuos bovinos (estiércol e ingesta), determinando posteriormente la calidad agronómica del compost obtenido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en la Estación Experimental Kallutaca de la Universidad Pública de El Alto-UPEA, Laja, provincia Los Andes, Bolivia, situada a 3935 m.s.n.m. Durante el desarrollo experimental la temperatura ambiental varió entre 18,9°C de máxima y -5,4°C de mínima. Se establecieron tres pilas (2 m largo x 2 m ancho x 1 m alto), constituidas por 2 capas alternas de 30 cm de altura de hoja de coca y 2 capas de 20 cm de estiércol de bovino e ingesta (Figura 1), equivalente a 136 kg peso seco de hoja de coca y 165,6 kg peso seco de estiércol por pila. Algunas características de los residuos utilizados se exponen en la Tabla 1. Una vez finalizada la conformación de la pila, se recubrió con el agrofilm de 250 µm con una dimensión de 4 m x 4 m para mantener temperatura y evitar la evaporación. Las fases termófilas y de enfriamiento del proceso de compostaje tuvieron una duración de 119 días, siendo las pilas volteadas quincenalmente y regadas para mantener su humedad, entre 55 y 60%. Semanalmente y desde el inicio de la fase termófila se midió la temperatura con ayuda de un geotermómetro, desde una profundidad de 30 cm y considerando las partes laterales de la pila, realizando el promedio. Una vez finalizado el proceso de compostaje, se retiró el agrofilm de cada pila y se dejaron madurar, sin aplicar volteos, durante 45 días. Posteriormente se tomaron muestras representativas de cada pila, se mezclaron y homogeneizaron, y una vez secas y molidas se realizaron los siguientes análisis: pH y CE según normas ASTM 1293-99 y ASTM 1125-93; materia orgánica mediante calcinación; N por el método ASPT-88 y P por el método calcinación/ASPT 91. El análisis del K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Cd, Ni, Cr, Pb, y Hg, previa digestión de la muestra por microondas, se realizó por los métodos EPA 258.1, 215.1, 243.1, 273.1, 236.2, 220.2, 213.2, 249.1, 218.2, 239.2 y 249.1, respectivamente.

Tabla 1. Características químicas de las hojas de coca y el residuo bovino.

	pH	CE	M.O.	N	P	K	Ca	Mg	Na
		dS m-1	g kg-1						
Hojas de coca	4,9	4,5	940	21	2,7	12,2	9,6	2,5	0,09
Residuo bovino	8,9	5,4	770	16	9,7	19	10	3,2	7,3

CE: conductividad, M.O. materia orgánica total.

Figura 1. Preparación y conformación de la pila de hojas de coca y residuos bovinos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el proceso de compostaje, la fase termófila se prolongó durante 84 días y su evolución se ajustaba a una curva polinómica de segundo grado (r = 0,9009, p< 0,001) (Figura 2).Las máximas temperaturas (> 55°C) se alcanzaron entre los 42 y 49 días y se prolongaron durante más de cinco días consecutivos, por lo que el producto obtenido podría considerarse libre de patógenos e higienizado (Azim y col., 2018; EPA, 2003). En general se alcanzaron menores temperaturas que las observado en otros procesos de compostaje utilizado diferentes tipos de hojas (Kalamdhad y col., 2009; Makan, 2015). Sin embargo, la prolongada duración de la fase termófila favorecería la adecuada degradación de los compuestos orgánicos más recalcitrantes contenidos en la mezcla de residuos bovinos y hoja de coca (De Bertoldi y col., 1983; Nogales y col., 1983). Tras la fase termófila, la temperatura disminuyó linealmente (r=0,9181, p < 0,01) durante 35 días hasta temperatura ambiente debido a la disminución de la actividad microbiana y por la degradación de los compuestos orgánicos contenidos en la mezcla, implicando un aumento de su estabilidad (Cárdenas y Wang, 1980; Gajalakshmi y Abbasi, 2008).

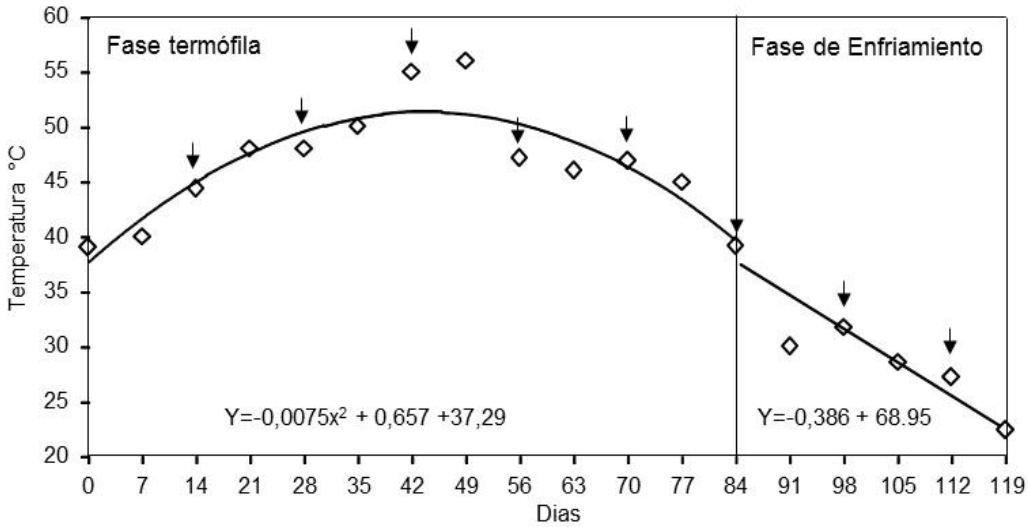


Figura 2. Evolución de la temperatura (◊) durante la fase termófila y la de enfriamiento del proceso de compostaje. Las flechas indican volteos realizados a las pilas de compostaje.

Tabla 2. Características del compost de hojas de coca y residuos bovino. Media de tres repeticiones ± error estándar.

pH	CE	M.O.	N	P_2O_5	K_20	CaO	MgO	Na
	dS m^{-1}	g kg^{-1}						
7.7±0.1	11±1,6	563±37	24±3	15,7±0,9	21,5±1,9	24,7±1	8,3±0,6	6±0,7
Fe	**Cu**	**Cd**	**Ni**	**Cr**	**Pb**	**Hg**	**C/N**	
mg kg^{-1}								
6816±624	31,3±1,9	1,23±0,03	12,7±0,7	8,2±1,4	19±4,4	0,2±0,001	14±3,1	

CE: Conductividad, M.O. Materia orgánica total

El compost obtenido de la mezcla de hijas de coca y residuos bovino presentó un pH ligeramente básico, elevados contenidos de materia orgánica (> 550 g kg^{-1}), N, P_2O_5 y K_2O y baja relación C/N (<15), cumpliendo por ello con la legislación española (RD 999/2017) para ser utilizado como enmienda orgánica en agricultura convencional e integrada (Tabla 2). La relación entre N, P y K ó índice NPK fue 2,4-1,6-2,1, superior a la observada en otros compost obtenidos a partir de hojas (Makan y col., 2015) y en otros tipos de estiércoles. Sin embargo, presentó una elevada conductividad, lo cual indicaría que la materia orgánica de la mezcla se habría mineralizado significativamente (Wong y col., 2001), pero a su vez, podría restringir su uso como enmienda orgánica de cultivos sensibles (Brinton, 2000), especialmente si se aplica al suelo a dosis elevadas (Reddy y Crohn, 2012). La norma ambiental para el Distrito Federal de México NADF-020-AMBT-2011 consideraría el compost obtenido, en función de su conductividad, como de clase C, restringiendo su uso para paisaje, áreas verdes urbanas y reforestación. Las concentraciones de Cu, Ni, Cr, Pb y Hg del compost obtenido fueron bajas, por lo se clasificaría como compost de clase A (RD 506/2013) y por tanto susceptible de ser utilizado en agricultura ecológica. La concentración de Cd, que fue superior a >0,7 mg kg^{-1}), lo clasificaría en la clase B (RD9), Sin embargo, la Comisión Europea en el informe final sobre "Fin de la Condición del Residuo" del 2014 estableció provisionalmente un valor límite de 1,5 mg kg^{-1} de Cd, nivel que no alcanza el compost obtenido en el presente estudio.

4. CONCLUSIONES

El compostaje es una alternativa viable y de bajo coste que permite el reciclado, reutilización y valorización de las hojas de coca decomisadas al narcotráfico. El compost maduro obtenido a partir de este material mezclado con residuos bovinos presentó una adecuada calidad (pH ligeramente alcalino, elevado contenido de nutrientes y materia orgánica), que cumpliría con las normas establecidas por diferentes normativas para ser utilizado como enmienda orgánica en agricultura l convencional, integrada, e incluso ecológica. Sin embargo, su elevada salinidad podría restringir su uso, especialmente si se aplica a dosis elevadas a cultivos sensibles. Su utilización por los agricultores, impulsaría la producción orgánica de cultivos alternativos en la región subtropical del país.

5. BIBLIOGRAFÍA

Azim K., Soudi B., Boukhari, S. Perissol C., Roussos S., Alami T., 2018. Composting parameters and compost quality: A literatura review. *Org. Agr.* 8, 141–158

Brinton W.F., 2000. *Compost quality standards & guidelines. Final report*. Woods End Research Laboratory, Inc. New York State Association of Recyclers 42 p.

Cardenas R.R., Wang, L.K. 1980. Composting process. En: *Handbook of Environmental Engineering*, Vol. II. The Human Press, New York, pp. 263-327

De Bertoldi M., Vallini G., Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res*. 1, 157–176

EPA, 2003. *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. EPA625-R-92-013. Environmental Protection Agency, USA

Gajalakshmi S., Abbasi S.A., 2008. Solid waste management by composting: State of the art. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 38, 311-400.

Kalamdhad A.S., Singh Y.K., Ali, M., Khwairakpam M., Kazmi A.A., 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource technol*. 100, 6442-6450

Makan A., 2015. Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste Manage*. 42, 17-22

Nogales R., Gallardo-Lara F., Delgado M. 1983. Aspectos fisico-químicos y microbiológicos de compostaje de basuras urbanas. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 41, 1159-1174.

Reddy N., Crohn D.M., 2012. Compost induced soil salinity: A new prediction method and its effec on plant growth. *Compost Sci. Util.* 20, 133-140

Sharma V.K., Canditelli, M., Fortuna F., Cornachia G, 1997. Processing of urban and agroindustrial residues by aerobic composting: Rerview. *Energy Convers. Manage.* 38, 453-478

UNODOC, 2017. *Monitoreo de cultivos de coca 2016. Bolivia.* Oficina de las Naciones Unidas contra la d droga y el delito. UNODC – Componente de Monitoreo de Cultivos de Coca del Programa BOL/Z68. La Paz, Bolivia, 95 p.

Wong J.W.C., Mak K.F., Chan N.W., Lam A., Fang M., Zhou L.X., Wu Q.T., Liao X. D., 2001. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technol*. 76,99–106.

CARACTERIZACIÓN AGRONÓMICA DEL SUSTRATO POST-CULTIVO DE *PLEUROTUS* SPP GENERADO EN MÉXICO

Odón Montes[1], Mª Ángeles Bustamante[2], Concepción Paredes[2]

[1]Departamento de suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Carretera. México-Texcoco, km 38,5, Chapingo, Texcoco. C. P. 56230, Estado de México, México, [2]Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), c.paredes@umh.es

RESUMEN: México genera alrededor del 56% de la producción total de hongos comestibles de Latinoamérica y ocupa el puesto 18 como productor a nivel mundial. *Pleurotus ostreatus* es el segundo hongo comestible más cultivado en todo el mundo, durante su producción se genera como residuo el sustrato agotado donde se ha cultivado. El sustrato post-cultivo de hongos comestibles se ha empleado en los últimos años para diferentes usos. Sin embargo, su uso agrícola es la única aplicación que podría resolver su problema de eliminación por completo. Por ello, es importante identificar la variabilidad en la composición de este tipo de residuos para evaluar su capacidad como enmienda orgánica del suelo. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar las características agronómicas de los sustratos residuales cultivo de *Pleurotus* spp (SRP) generados en México. Para ello, se tomaron 100 muestras de SRP de diferentes empresas productoras de hongos comestibles localizadas en el Estado de México (México) y se determinaron sus características agronómicas. Estos residuos presentaron valores medios bajos de pH (4,46) y alto contenido medio de sales (conductividad eléctrica = 6,78 dS m^{-1}). El porcentaje medio de MO fue alto (56,7%) y los contenidos medios de N, P, K, Fe, Cu, Mn y Zn fueron 13,4 g kg^{-1}, 1,04 g kg^{-1}, 20,2 g kg^{-1}, 5,32 g kg^{-1}, 12 mg kg^{-1}, 485 mg kg^{-1}, 66 mg kg^{-1}, respectivamente. Los resultados obtenidos indicaron que estos residuos podrían emplearse como enmiendas orgánicas para mejorar la fertilidad del suelo, pero con un uso limitado en zonas sensibles a la salinización y acidificación.

PALABRAS CLAVE: hongos comestibles, sustrato residual, parámetros físico-químicos, materia orgánica, macronutrientes, micronutrientes.

1. INTRODUCCIÓN

El sector de la fungicultura tiene una gran importancia económica y social en México. Este país genera alrededor del 56% de la producción total de hongos comestibles de Latinoamérica, ocupando el primer lugar como productor en esta región y el puesto 18 como productor a nivel mundial. El principal hongo producido en México es *Pleurotus ostreatus*, con una producción anual de unas 40.000 toneladas (Martinez Cañedo, 2012). *Pleurotus* spp crece sobre sustratos lignocelulósicos, tales como la paja de cereal fermentada, con diferentes aditivos nutricionales inorgánicos. Después del cultivo del hongo este sustrato se desecha constituyendo un residuo. Aproximadamente 5 kg de estos sustratos post-cultivo se producen por cada kilogramo de hongo (Williams y col., 2001), por lo que la producción de este residuo en México es aproximadamente de 200.000 t $año^{-1}$.

El sustrato residual del cultivo de hongos comestibles se ha empleado en los últimos años para usos diferentes, tales como la biorremediación de suelos y aguas (Lau y col., 2003; Law y col., 2003), en el control de plagas para diferentes cultivos (Wang y Huang, 2000), como alimento para el ganado (Kwak y col., 2009), materia prima para la producción de energía (Williams y col.,

2001), como medios de cultivo (Medina y col., 2009) y enmiendas orgánicas (Paredes y col., 2016). Sin embargo, la mayoría de estos usos generalmente no son viables económicamente y no pueden resolver completamente el problema de estos residuos; solo el uso agrícola es una forma económica y ecológicamente aceptable de eliminar estos materiales de la industria de hongos comestibles. Por ello, es necesario que se lleve a cabo un análisis sistemático de su composición para que pueda aplicarse al suelo de forma ambientalmente racional, ajustándose así al concepto de economía circular por el uso de estos residuos como un recurso y sin causar daños medioambientales al agotar su vida útil.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar las características agronómicas de los sustratos residuales del cultivo de *Pleurotus* spp generados en México, para evaluar su capacidad fertilizante, así como las limitaciones para su potencial uso agrícola.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Cien muestras de sustratos post-cultivo de *Pleurotus* spp (SRP) se obtuvieron de diferentes empresas productoras de hongos comestibles localizadas en el Estado de México (México). Las muestras fueron tomadas de diferentes sitios de las pilas de residuos amontonados en los exteriores de las empresas, obteniéndose una única muestra a partir del método del cuarteo, de modo que la muestra final tomada fuese representativa de la totalidad del material en el momento de la recogida. Cada muestra fue etiquetada y se llevó al laboratorio, donde se secó al aire y se molió a 0,5 mm para llevar a cabo los análisis, que se realizaron por triplicado. En estas muestras fueron determinados el pH, la conductividad eléctrica (CE) y los contenidos de materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt), carbono orgánico total (Corg), carbono hidrosoluble (Chidro), Na, macronutrientes y micronutrientes según los métodos analíticos descritos por Paredes y col. (2006). Para cada parámetro estudiado se determinaron los valores medios, la desviación del estándar y el intervalo de variación. También, se realizó un análisis de la varianza de una vía (ANOVA), para comprobar si existían diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de cada parámetro estudiado, teniendo en cuenta el origen de los residuos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor medio de pH de estos residuos fue de 4,46 (Tabla 1), encontrándose por debajo de los valores observados por otros autores en estudios sobre la composición de estos sustratos residuales (pH = 5,8 (Paredes y col., 2006); pH = 6,2 (Lou y col.,2017)). También este valor de pH estuvo por debajo del intervalo de valores adecuado para el empleo agrícola de enmiendas orgánicas (6-8,5 (Hogg y col., 2002)). Los valores de CE también fueron mayores que los encontrados en los SRP por los autores mencionados anteriormente (EC = 4,7 dS m^{-1} (Paredes y col., 2006); EC = 4,5 dS m^{-1} (Lou y col.,2017)). Además, el valor medio de este parámetro estuvo por encima del límite máximo (CE < 5 dS m^{-1}) recomendado para diversas aplicaciones de enmiendas orgánicas, de acuerdo con el US Composting Council (2001).

Los contenidos de MO variaron desde el 38,2 % al 74,7 % (Tabla 1), estando estos valores por debajo de los valores encontrados por Paredes y col. (2009) en un estudio sobre las características de estos residuos (MO = 80,4-91,1 %). Esta diferencia en los contenidos de MO puede atribuirse al número de ciclos de cultivo realizados sobre el mismo sustrato. El hongo *Pleurotus* spp puede degradar los sustratos lignocelulósicos sobre los que crece, tal y como observaron Lou y col. (2017) cuando encontraron menores contenidos de lignina y de celulosa en los sustratos post-cultivo de *Pleurotus ostreatus* en comparación con aquellos de *Pleurotus eryngii*. Sin

embargo, los porcentajes medios de MO estuvieron dentro del intervalo de valores recomendado por las directrices americanas para diversas aplicaciones de enmiendas orgánicas (MO = 50-60 % (US Composting Council, 2001)). El porcentaje medio de Chidro fue mayor en estos residuos que aquellos estudiados por Paredes y col. (2009) (Chidro = 6,71 %). Este resultado estuvo en concordancia con lo comentado anteriormente, sobre los menores contenidos de MO debidos a la degradación del sustrato durante el desarrollo y crecimiento del hongo. La degradación de la lignina y celulosa del sustrato lignocelulósico empleado conlleva a la formación de compuestos solubles con moléculas más pequeñas. El intervalo de valores de la relación Corg/Nt fue 13,6-26,9, con un valor medio de 20 muy similar al reportado por Lou y col. (2017) para este tipo de residuo (Corg/Nt = 18,4). El valor medio para esta relación estuvo muy cercano al valor establecido para materiales orgánicos estables como los compost (Corg/Nt < 20 (Bernal y col., 2009)), pero a pesar de ello no se puede considerar a estos sustratos residuales como estables, debido a que su porcentaje de Chidro fue mayor que el límite máximo establecido para compost maduros (Chidro < 1,7 % (Bernal y col., 2009)). De este modo, es previsible que el proceso de estabilización de la MO comenzará después de la aplicación de estos residuos al suelo.

En relación al contenido de macronutrientes y de sodio, estos residuos tuvieron valores medios de 13,4; 1,04; 20,21 y 1,93 g kg^{-1} para Nt, P, K y Na, respectivamente (Tabla 1). Estas concentraciones fueron muy similares a las encontradas en SRP por Paredes y col. (2006) y Lou y col. (2017). Además, el contenido medio de Nt estuvo por encima del valor mínimo recomendado para diversas aplicaciones de enmiendas orgánicas (Nt > 10 g kg^{-1}), de acuerdo con el US Composting Council (2001).

Tabla 1. Parámetros físico-químicos y químicos de los sustratos post-cultivo de *Pleurotus* spp (datos referidos a materia seca)

	Media	SD	Intervalo	Origen
pH	4,46	0,76	3,24-6,89	***
CE (dS m^{-1})	6,78	0,92	3,98-9,15	***
MO(%)	56,7	7,7	38,2-74,7	***
Chidro (%)	11,08	2,54	0,40-17,26	***
Corg/Nt	20,0	3,5	13,6-26,9	***
Nt (g kg^{-1})	13,4	3,0	8,4-21,7	***
P (g kg^{-1})	1,04	0,28	0,51-1,98	***
K (g kg^{-1})	20,21	8,36	8,41-47,45	***
Na (g kg^{-1})	1,93	0,57	1,05-3,49	***
Fe (g kg^{-1})	5,32	2,51	2,37-13,90	***
Cu (mg kg^{-1})	12	5	5-40	***
Mn (mg kg^{-1})	485	164	244-1046	***
Zn (mg kg^{-1})	66	16	34-129	***

SD: desviación del estándar; ***: Significativo a P<0,001
CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica;
Corg: carbono orgánico total; Chidro: carbono hidrosoluble, Nt: nitrógeno total.

Las concentraciones medias de micronutrientes en los SRP estudiados fueron: Fe 5,32 g kg^{-1}; Cu 12 mg kg^{-1}; Mn 485 mg kg^{-1} y Zn 66 mg kg^{-1} (Tabla 1). Estos residuos tuvieron mayor riqueza de micronutrientes que aquellos estudiados por Paredes y col. (2006) (Fe = 1,04 g kg^{-1}; Cu = 6 mg kg^{-1}; Mn = 104 mg kg^{-1} y Zn = 22 mg kg^{-1}). Esta diferencia en el contenido de micronutrientes puede atribuirse al tipo y proporción de aditivos nutricionales inorgánicos empleados durante el crecimiento del hongo. También, los contenidos de Cu y Zn estuvieron por debajo de los límites permitidos para el empleo seguro de enmiendas orgánicas según las directrices americanas (Cu = 1500 mg kg^{-1} y Zn = 2800 mg kg^{-1} (US Composting Council, 2001)).

Finalmente, es de destacar que el origen fue significativo en todos los parámetros analizados, indicando este resultado que estos residuos deberían de caracterizarse completamente antes de su uso agrícola.

4. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos, se puede concluir que los sustratos post-cultivo de *Pleurotus* spp estudiados pueden ser empleados como enmiendas orgánicas del suelo. De este modo, se conseguirá una mayor eficiencia en el uso de recursos, así como una mejora de la fertilidad de los suelos, como resultado de su alto contenido en materia orgánica y nitrógeno. Sin embargo, este uso agrícola deberá ser limitado en zonas sensibles a la salinización y acidificación, debido a los bajos valores de pH y el alto contenido de sales presentes en estos residuos. La gran influencia del origen en la composición de estos residuos indicó que deberían de caracterizarse completamente antes de su uso agrícola.

5. BIBLIOGRAFÍA

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.

Hogg D., Favoino E., Centemero M., Caimi V., Amlinger F., Devliegher W., Brinton W., Antler S., 2002. *Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australia*. The Waste and Resources Programme (WRAP), Oxon.

Kwak W.S., Kim Y.I., Seok J.S., Oh Y.K., Lee S.M., 2009. Molasses and microbial inoculants improve fermentability and silage quality of cotton waste-based spent mushroom substrate. *Bioresource Technol*. 100, 1471-1473.

Lau K.L., Tsang Y.Y., Chiu S.W., 2003. Use of spent mushroom compost to bioremediate PAH-contaminated samples. *Chemosphere.* 52, 1539-1546.

Law W.M., Lau W.N., Lo K.L., Wai L.M., Chiu S.W., 2003. Removal of biocide pentachlorophenol in water system by the spent mushroom compost of *Pleurotus pulmonarius*. *Chemosphere.* 52, 1531-1537.

Lou Z., Sun Y., Zhou X., Baig S.A., Hu B., Xu X., 2017. Composition variability of spent mushroom substrates during continuous cultivation, composting process and their effects on mineral nitrogen transformation in soil. *Geoderma*. 307, 30-37.

Martínez Cañedo J., 2012. *Cultivo de Pleurotus ostreatus en el Valle del Fuerte, Sinaloa: una alternativa de aprovechamiento de esquilmos agrícolas*. Trabajo Fin de Grado, Universidad Autónoma Indígena de México.

Medina E., Paredes C., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Moral R., 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresource Technol.* 100, 4227-4232.

Paredes C., Medina E., Bustamante M. A., Moral R., 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manage*. 32, 487-494.

Paredes C., Moral R., Pérez-Murcia M.D., Moreno-Caselles J., Pérez-Espinosa A., 2006. Agricultural value of the spent mushroom substrate. En: S.O. Petersen (Ed.) *Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective, (Volume II).* Danish Institute of Agricultural Sciences, Ministry of Food, Agricultural Sciences, Tjele, pp. 301–304.

Paredes C., Medina E., Moral R., Pérez-Murcia M.D., Moreno-Caselles J., Bustamante M.A., Cecilia J.A., 2009. Characterization of the different organic matter fractions of spent mushroom substrate. Commun Soil Sci Plan. 40, 150-161.

US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use. https://compostingcouncil.org/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/7984/FieldGuide to Compost Use8x10.pdf (fecha de acceso: 18/09/2018)

Wang P.C., Huang J.W., 2000. Characteristics for inhibition of cucumber damping-off by spent forest mushroom compost. *Plant Pathology Bulletin.* 9, 137-144.

Williams, B.C., McMullan, J.T., Mc Cahey, S., 2001. An initial assessment of spent mushroom compost as a potential energy feedstock. *Bioresource Technol*. 79, 227-230.

EFECTO DE VERMICOMPOST DE ALPERUJO SOBRE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD BACTERIANA RIZOSFÉRICA

Emilio Benítez[1], Rogelio Nogales[1], Emanuela Galli[2], Beatriz Moreno[1]

[1]Dpto. Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), c/ Profesor Albareda, 1, 18008 Granada, [2]Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale (IBAF), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Area della Ricerca di Roma 1, Montelibretti, Roma, emilio.benitez@eez.csic.es

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de una enmienda orgánica sobre la funcionalidad del suelo, inferida a partir de la diversidad genética de la comunidad bacteriana del mismo. Para ello se utilizó *Nerium oleander* como planta modelo y vermicompost de alperujo como enmienda orgánica. Como tratamiento control se utilizó el mismo vermicompost esterilizado, de tal forma que la cantidad de materia orgánica y nutrientes añadida al suelo fuese equivalente en ambos casos. Tras tres meses de desarrollo vegetal, los ácidos nucleicos ADN y ARN fueron extraídos de la rizosfera de la planta, posteriormente cuantificados y amplificados, y finalmente secuenciados mediante técnicas de secuenciación masiva. El uso como enmienda de vermicompost de alperujo provocó un aumento del número total, así como de la diversidad genética, de la población bacteriana total y metabólicamente activa de la rizosfera. Se evidenciaron asimismo cambios en la filogenia de las poblaciones pertenecientes a ambos tratamientos, y como consecuencia, en las rutas metabólicas implicadas en algunos servicios ecosistémicos. Así, el vermicompost aumentó el número total (ADN) de módulos funcionales relacionados con la glucolisis, la reducción de nitratos a amonio y nitrógeno, nitrificación, degradación de xenobióticos y producción de metabolitos secundarios. Sin embargo, la actividad (ARN) de algunos de ellos fue en algún caso similar o incluso mayor en el tratamiento control. En este trabajo se discuten las implicaciones ecológicas del uso de un vermicompost de alperujo sobre algunos servicios ecosistémicos relacionados con la actividad microbiana en la rizosfera.

PALABRAS CLAVE: servicios ecosistémicos, enmiendas, ciclos N y C.

1. INTRODUCCIÓN

Los servicios ecosistémicos han sido definidos como “los beneficios que proporcionan los ecosistemas a los seres humanos”. Se ha evidenciado el papel crítico que ejerce el sistema suelo sobre la funcionalidad de los ecosistemas terrestres, fundamentalmente a través de interacciones entre redes tróficas del suelo y de la parte aérea (Wardle, 2002). En este sentido, se ha establecido una clara relación entre la diversidad- taxonómica y funcional- microbiana del suelo y el mantenimiento simultaneo de servicios ecosistémicos o multifuncionalidad (Wagg y col., 2014), identificando tanto efectos directos sobre la producción de alimentos como indirectos sobre la formación del suelo, descomposición de la materia orgánica y ciclos de nutrientes, la fijación de nitrógeno y secuestro de carbono, la infiltración y la purificación del agua, el control de plagas, los procesos de fitorecuperación, el reciclaje de residuos orgánicos, etc.

Una vez asumido por la comunidad científica el incremento paulatino de pérdida de biodiversidad, así como los aumentos previstos en la intensidad y duración de los eventos climáticos extremos, la comprensión de cómo interactúan las especies en cada uno de los servicios ecosis-

témicos es fundamental para poder anticiparse a posibles cambios, así como para el establecimiento de adecuados tampones de biodiversidad que minimicen el riesgo de pérdida funcional y aseguren el mantenimiento de la integridad de los sistemas agrícolas.

En este sentido, se han evidenciado las relaciones directas entre la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo y resilencia (Benítez y col., 2004) así como entre estas y la diversidad microbiana (Moreno y col., 2009); las entradas de materia orgánica exógena en el suelo condicionan la diversidad estructural y funcional de los microorganismos del mismo, y la población bacteriana ejerce un papel crítico sobre procesos bioquímicos clave en los ciclos del C y N.

Ante ello, el objetivo global del presente trabajo fue evaluar el efecto que sobre la diversidad funcional bacteriana del suelo ejerce la adición de materia orgánica exógena en forma de vermicompost. Para esto se determinó mediante técnicas de secuenciación masiva la estructura de la población bacteriana de la rizosfera de un suelo enmendado con vermicompost de alperujo y a continuación se infirieron los grupos funcionales del mismo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Plantas. La especie de planta utilizada en los experimentos fue adelfa (*Nerium oleander* L. Apocynaceae) de 3 meses de edad.

Sustrato de cultivo. Se utilizó una mezcla de arena y suelo arcilloso (1:1 v:v) previamente esterilizado mediante tindalización (100 ºC, 60 min, 3 días). El suelo (Typic Xerorthent), de textura franco calcárea, fue recolectado de un campo agrícola (0-20 cm de profundidad) en Granada, España. Las características del suelo fueron las siguientes: 0,9 g kg^{-1} COT (carbono orgánico total), 1,6 g kg^{-1} de N total, pH (H_2O) 7,5.

Como inóculo microbiano, se utilizó un vermicompost de residuos de almazara producidos en las instalaciones de la EEZ-CSIC (Granada, España; Vivas y col., 2009) a dosis correspondiente para alcanzar un contenido de carbono orgánico del suelo de 30 g kg^{-1} (tratamiento VC). El suelo enmendado con la misma cantidad de vermicompost esterilizado por tindalización se utilizó como control (tratamiento C). El contenido de humedad se ajustó a aproximadamente el 60% de la capacidad de campo y se mantuvo durante el experimento en este nivel mediante irrigación con agua desionizada esterilizada. Tres réplicas para cada uno de los tratamientos se dispusieron en bloques aleatorios en el invernadero (25 °C, 60-80% HR, 16:8 (luz:oscuridad) h).

El suelo de la rizosfera se recolectó en dos pasos. Primero, el sistema de raíces se separó del suelo mediante agitación suave, posteriormente el suelo que quedaba unido a las raíces se separó de las raíces mediante un movimiento más vigoroso. El suelo aún adherido a las raíces se eliminó usando un bisturí estéril y se recogió como suelo rizosférico. Las muestras de suelo asociadas a la raíz de cada maceta se colocaron en bolsas de plástico de polietileno separadas y se almacenaron inmediatamente a -80 °C hasta que se realizaron los análisis moleculares.

Para cada muestra de suelo rizosférico, la extracción, purificación y cuantificación de ácidos nucleicos (ADN y ARN) se realizó según lo descrito en Benitez y col. (2017). Las bibliotecas de metagenoma y transcriptoma del gen 16S rRNA bacteriano se generaron utilizando los cebadores SD-Bact-0341-bS-17 / SD-Bact-0785-aA-21 y se secuenciaron en la plataforma Illumina MiSeq utilizando un protocolo de extremo emparejado de 2 x 250 nucleótidos (Era7 Bioinformatics, Granada, España). Las secuencias resultantes de las bibliotecas de genes rRNA 16S se filtraron, fusionaron, se asignaron a un nodo de árbol taxonómico (Benítez y col., 2017). Los perfiles funcionales se infirieron a partir de la herramienta bioinformática on-line Shotgun Data Profiling a

partir de abundancia de genes anotados como KEGG Orthology usando la herramienta Tax4Fun (Dhariwal y col., 2017)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras 3 meses de desarrollo vegetal, la estructura de la población bacteriana total (ADN) en la rizosfera fue diferente en los tratamientos vermicompost y control; estando mayoritariamente formada por bacterias pertenecientes al filum Firmicutes (Bacilli y Clostridia) en el último y por Proteobacteria (alfa-, beta-, gamma, delta-) en el tratamiento VC (Figura 1a). Sin embargo, las diferencias fueron menos evidentes en la población de bacterias metabólicamente activa (ARN), ya que el tratamiento control mostró, en términos de abundancia relativa, una estructura similar a la correspondiente del tratamiento vermicompost (Figura 1a). Respecto a la diversidad, los índices de alfa-diversidad fueron mayores en el tratamiento vermicompost tanto a nivel de ADN como de ARN (Figura1b). El grupo de Proteobacterias agrupa a la mayoría de bacterias implicadas en el ciclo de N (libres y simbióticas) y en la degradación de formas complejas de C (incluidos xenobióticos). Concretamente se ha establecido una relación directa entre abundancia de Betaproteobacterias y Bacteroidetes y la tasa de mineralización de carbono de los suelos (Fierer y col., 2007), indicando una mayor degradación de la materia orgánica particularmente en la población activa presente en la rizosfera de plantas que crecieron en el tratamiento control, es decir, al que se añadió materia orgánica esterilizada, que además presentó una menor diversidad.

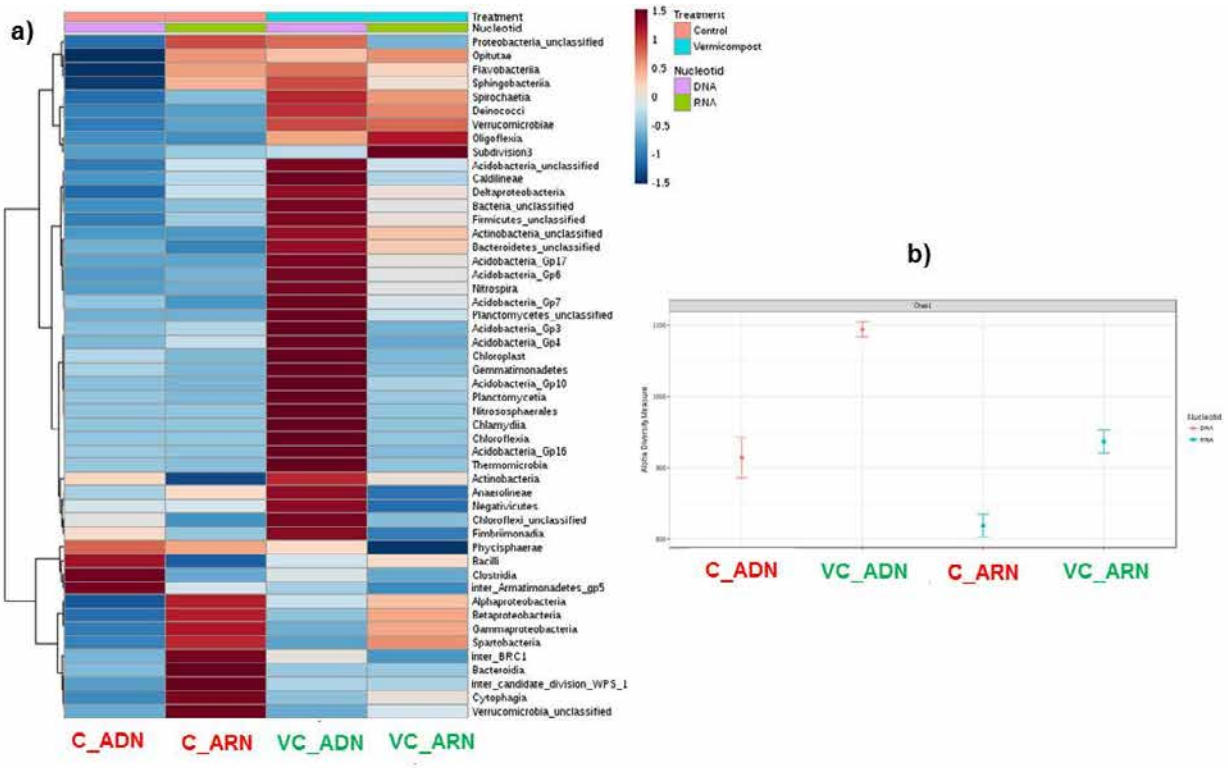


Figura 1. Heatmap estructura población bacteria (a) y diversidad (b) en los tratamientos VC (enmienda vermicompost) y C (enmienda vermicompost esterilizado).

La Figura 2 muestra la predicción de categorías funcionales de los dos tratamientos, tanto a nivel de ADN como de ARN. La diferencia fue asimismo clara entre el control y el tratamiento vermicompost, indicando mayor diversidad funcional en el segundo, tanto a nivel de población total como de población activa al final del periodo de crecimiento. Concretamente, e interesante a nivel agronómico, se detectó una mayor actividad en la fijación de N_2, nitrificación y desnitrificación en el tratamiento VC a nivel de población total.

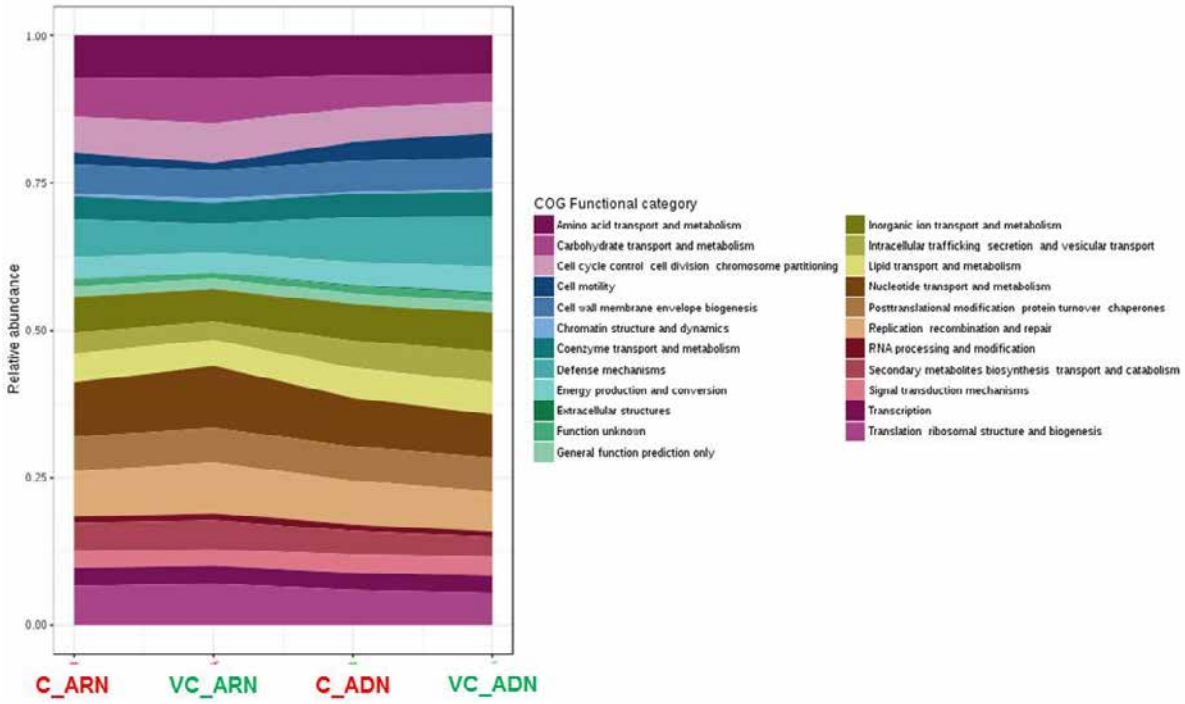


Figura 2. Categorías funcionales en los tratamientos VC (enmienda vermicompost) y C (enmienda vermicompost esterilizado).

Sin embargo, a tendencia es la contraria cuando se consideró la población de bacterias activas en la rizosfera al final del experimento, excepto en el potencial de nitrificación que continuó siendo mayor en el tratamiento VC respecto al control (Tabla 1). Asimismo, no se detectaron diferencias reseñables en los genes potenciales implicados en la mineralización de la materia orgánica tales como beta-glucosidasa ni en aquellos relacionados con la humificación tales como polifenol oxidasa.

Tabla 1. Número de módulos KEGG y funciones adscritas en los tratamientos VC (enmienda vermicompost) y C (enmienda vermicompost esterilizado).

Módulos/KEGG	C_DNA	VC_DNA	C_RNA	VC_RNA	Función potencial
M00175	57	162	252	152	*Fijación de nitrógeno, N2 => NH4*
M00528	8	76	102	115	*Nitrificación, NH4 => NO2*
M00529	619	1074	1608	1193	*Desnitrificación, NO3 => N2*
K05349	2306	2510	2248	2598	*bglX; beta-glucosidasa [EC:3.2.1.21]*
K05350	271	260	141	177	*bglB; beta-glucosidasa [EC:3.2.1.21]*
K05810	218	257	332	306	*polifenol oxidasa [EC:1.10.3.-]*
K01078	27	42	88	75	*fosfatasa ácida [EC:3.1.3.2]*

4. CONCLUSIONES

La población bacteriana, total y activa, de la rizosfera de las plantas desarrolladas en el suelo enmendado con vermicompost mostró una mayor diversidad que aquellas que crecieron bajo las mismas condiciones nutricionales de suelo, pero sin el inóculo de microorganismos inicial que proporcionó el vermicompost. Sin embargo, al final del periodo de crecimiento, el potencial funcional del suelo relacionado con la actividad bacteriana fue similar o, en algunos casos tales como potencial de desnitrificación o fijación de nitrógeno, superior en el tratamiento control. Así, la relación entre potencial (ADN) y actividad real (ARN) estuvo más desequilibrada en el control, evidenciándose que algunos grupos funcionales estuvieron sobreexpresados, lo cual podría indicar la existencia de peores condiciones para el desarrollo sostenible de las poblaciones bacterianas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Benítez E., Melgar R., Nogales R., 2004. Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1615-1623.

Benítez E., Paredes D., Rodríguez E., Aldana D., González M., Nogales R., Campos M., Moreno B., 2017. Bottom-up effects on herbivore-induced plant defences: a case study based on compositional patterns of rhizosphere microbial communities. *Sci Rep.* 7, Article number: 6251.

Dhariwal A., Chong J., Habib S., King I., Agellon LB., Xia. J., 2017. MicrobiomeAnalyst - a web-based tool for comprehensive statistical, visual and meta-analysis of microbiome data. *Nucleic Acids Res..* 45, 180-188.

Fierer N., Bradford M.A., Jackson R.B., 2007. Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*. 88, 1354–1364.

Moreno B., García-Rodríguez S., Cañizares R., Castro J., Benítez E., 2009. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 131, 333-339.

Wagg C., Bender, S.F., Widmer, F., van der Heijden, M.G.A., 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proc Natl Acad Sci U S A* 111, 5266–5270

Wardle D.A., 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

6. AGRADECIMIENTOS

Estudio financiado por el Convenio MINECO-CSIC Recupera 2020 (Fondos FEDER) y por el Programa Salvador de Madariaga – MECD.

EFECTO DEL COMPOST DE LODO CON RESTOS DE PODA EN LA CALIDAD FITOQUÍMICA DE LA LECHUGA

C. Mancho, M. Gil-Díaz, J. Alonso, M.C. Lobo

IMIDRA. Finca "El Encín" A-2, Km 38,2. 28800 Alcalá de Henares, Madrid, carmen.lobo@madrid.org

RESUMEN: La utilización de residuos con fines agrícolas es una práctica habitual que contribuye al incremento de la producción de los cultivos favoreciendo la fertilidad de los suelos. Diversos autores han relacionado el uso de materiales residuales como enmienda con el incremento de las propiedades antioxidantes de algunos cultivos. El objetivo del estudio es evaluar el efecto de la aplicación de lodos de depuradora compostados con restos de poda en algunos compuestos fitoquímicos en plantas de lechuga. El experimento se realizó en cámara de cultivo durante 60 días, utilizando 20 y 40 Mg ha^{-1} de compost que se compararon con un tratamiento mineral y un control sin tratamiento. Al final del ensayo, se determinaron los nutrientes y metales pesados en las plantas, así como el contenido en clorofila, polifenoles totales, antocianos y actividad antioxidante. Por otra parte, se analizó el efecto sobre las propiedades del suelo. Los resultados mostraron un incremento en el contenido en nutrientes en las plantas cultivadas en los suelos tratados con compost, no observándose un incremento en el contenido en metales pesados, excepto de Zn que aumentó significativamente en los tratamientos orgánicos. El contenido de clorofila y antocianos mostró una tendencia positiva en el tratamiento orgánico en relación al mineral. Los polifenoles totales y la actividad antioxidante aumentaron significativamente en los tratamientos con compost proporcionalmente a la dosis aplicada. En este sentido, el reciclado de este tipo de residuos puede constituir una alternativa a la fertilización mineral para conseguir cultivos de calidad al mismo tiempo que se mejora la fertilidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Lactuca sativa*, enmienda orgánica, producción, capacidad antioxidante.

1. INTRODUCCIÓN

La producción de lodos de depuradora a nivel global se encuentra en continuo crecimiento debido al incremento de la población y de las actividades industriales, produciéndose en nuestro país más de un millón de toneladas al año (MAPAMA, 2016). La producción de estos residuos derivados de la depuración de aguas residuales genera un importante problema ambiental, siendo su aplicación en suelos la alternativa recomendada por las políticas agrarias comunitarias. El uso de lodos de depuradora tratados como enmienda se ha demostrado como una práctica eficaz para aumentar los contenidos en materia orgánica y nutrientes en los suelos (Lobo y col., 2012) habiéndose incrementado su utilización en los últimos años en los suelos mediterráneos con baja fertilidad. Del mismo modo, su empleo ha sido asociado a incrementos en la producción de los cultivos (Giannakis y col., 2014; Hernández y col., 2016). El uso de este tipo de residuos para mejorar la calidad de los suelos o el rendimiento de los cultivos, estaría en línea con la Estrategia Española de Economía Circular (MAPAMA, 2018), consiguiendo que lo que inicialmente se considera un residuo pueda ser utilizado como recurso. Diversos autores han relacionado su uso como enmienda con el incremento de las propiedades antioxidantes de algunos cultivos (Cruz y col., 2014; Haghighi y da Silva, 2016; Santos y col., 2016; Das y col., 2017). El objetivo de este estudio

es evaluar el efecto de la aplicación de lodos de depuradora compostados con restos de poda en algunas propiedades fitoquímicas de *Lactuca sativa*: clorofila, compuestos fenólicos, antocianos, actividad antioxidante y propiedades nutricionales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales

Se realizó un ensayo en cámara de incubación durante 60 días utilizando un suelo agrícola franco-arcilloso y tres tratamientos fertilizantes: NPK a dosis de 0,6 Mg ha^{-1} y lodos compostados con restos de poda (CP) a 20 y 40 Mg ha^{-1}, además de un suelo control sin tratamiento. Las características del suelo y del lodo compostado se muestran en la Tabla 1. Se sembraron las lechugas 30 días después de la aplicación de la enmienda. Una vez cosechadas se evaluó su composición fitoquímica. Los suelos tras la cosecha se analizaron a fin de evaluar el efecto de los distintos tratamientos aplicados sobre las propiedades fisico-químicas del suelo.

Tabla 1. Características del suelo y del lodo compostado con restos de poda.

					Nutrientes asimilables					Metales pesados					
	pH	CE	MO	N	P	Ca	Mg	Na	K	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn
		dS m^{-1}	%	%	mg kg^{-1}					mg kg^{-1}					
Suelo	8,51	0,138	1,7	0,119	26	3016	344	12	385	15	21	<LD	16	37	52
CP	6,79	11,8	30,8	2,85	915	13267	1494	765	1714	34	68	4	215	42	787

2.2. Metodología Analítica

2.2.1. Planta

Para determinar la concentración de nutrientes y metales pesados se llevó a cabo una extracción previa con digestión ácida en termobloque. El contenido de Na, K, Mg, Ca, y Zn se determinó en un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (AA240FS Varian). La concentración de fósforo se midió mediante ICP-MS (Agilent 7500CE) y los metales pesados (Pb, Cd, Cr, Cu y Ni) en cámara de grafito (AA240Z Varian). La clorofila se extrajo de material vegetal fresco con dimetilformamida según Inskeep y Bloom (1985). Para la determinación de compuestos fenólicos, antocianos y capacidad antioxidante se empleó lechuga liofilizada en el momento de la cosecha. Los compuestos fenólicos se determinaron según el método de Folin–Ciocalteu (Amorati y Valgimigli, 2015) y la de antocianos mediante el método descrito por Baskar y col. (2015, 2018). La actividad antioxidante de *L. sativa* se cuantificó mediante el método DPPH (Amorati y Valgimigli, 2015). El rendimiento del cultivo se evaluó a partir del peso fresco.

2.2.2. Suelo

Las características fisico-químicas del suelo y el compost fueron determinadas de acuerdo con MAPA (1994). Los metales pesados se determinaron por Espectrofotometría de Absorción atómica (AA240FS, y AA240 Varian) después de un tratamiento ácido en un sistema de digestión por microondas (Anton Paar).

2.2.3. Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron analizados con el programa IBM SPSS 23. Se comprobó la normalidad con los test de Kolmogrov Sminorv y Shapiro Wilk y la homogeneidad de varianzas con el test de Levene. Las variables que cumplían ambos criterios fueron analizadas utilizando un test ANOVA y las diferencias entre tratamientos se comprobaron con un test de Duncan.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron un incremento en el contenido en nutrientes en las plantas cultivadas en los suelos tratados con compost (Tabla 2). En cuanto a los metales pesados, no se observó un incremento en el contenido de los mismos, a excepción del Zn que aumentó significativamente en los tratamientos con lodos de depuradora compostados, si bien hay que tener en cuenta que el Zn es un oligoelemento esencial para la nutrición de la planta y los valores encontrados se encuentran por debajo del nivel crítico de toxicidad para las plantas. Estos resultados son similares a los obtenidos por Giannakis y col. (2014) y Hernandez y col. (2016).

Tabla 2. Concentraciones de nutrientes y Zn en *L. sativa*.
Distintas letras indican diferencias significativas (p<0,05, test de Duncan).

Tratamiento	N	P	K	Na	Ca	Mg	Zn
	%	mg kg^{-1}					
Control	3,6 a	2256 a	64767 a	2771 a	13480 a	3683 a	18 a
NPK	2,8 a	2466 b	68034 a	3391 a	13392 a	3529 a	12 ab
CP 20 Mg ha^{-1}	4,0 a	2486 b	76953 b	5929 a	16144 b	4838 c	58 b
CP 40 Mg ha^{-1}	3,5 a	2577 b	65196 a	5840 a	14872 ab	4412 b	31 c

Los contenidos en clorofila y antocianos mostraron una tendencia positiva en las plantas cultivadas en los tratamientos CP en comparación con el tratamiento mineral, siendo las diferencias observadas estadísticamente significativas en el caso de los antocianos (Figura 1). Los datos obtenidos son similares a los observados por Coria-Cayupán y col. (2009), que hallaron concentraciones de clorofila superiores en *L. sativa* cultivada con tratamientos fertilizantes orgánicos en comparación con el control y con la fertilización mineral.

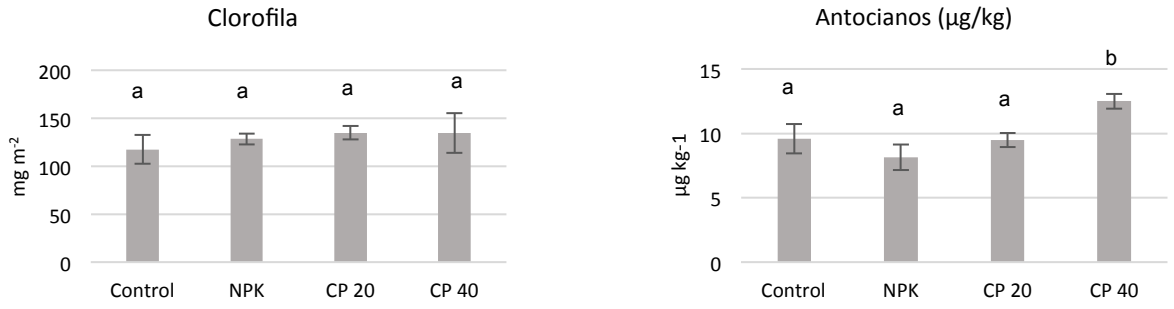


Figura 1. Valores medios y desviación típica de la concentración de clorofila y antocianos en *L. sativa* cultivada con los distintos tratamientos del suelo. Distintas letras indican diferencias significativas (p<0,05, test de Duncan).

Tanto la concentración de compuestos fenólicos totales como la actividad antioxidante (%) se incrementaron significativamente en las plantas cultivadas con lodos compostados, siendo este incremento dosis-dependiente en el caso de los compuestos fenólicos (Figura 2). Estos datos coinciden con los encontrados por otros autores utilizando como enmienda residuos orgánicos compostados. (Haghighi y da Silva, 2016; Das y col., 2017).

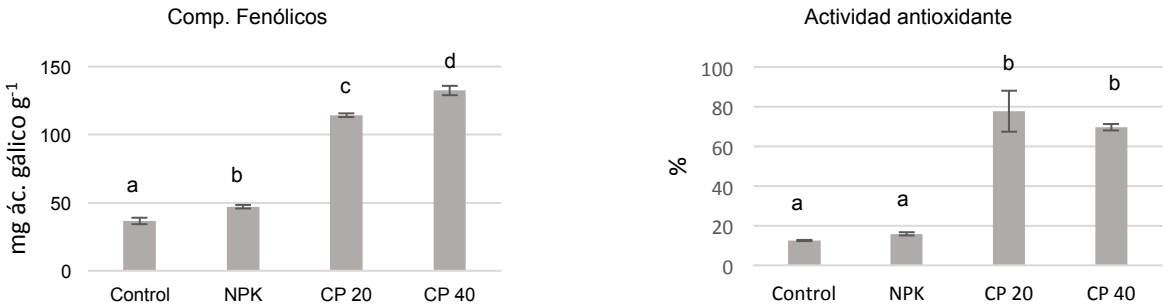


Figura 2. Valores medios y desviación típica de la concentración de compuestos fenólicos totales y actividad antioxidante. Distintas letras indican diferencias significativas ($p<0,05$, test de Duncan).

En relación a la producción no se observaron diferencias significativas entre los valores encontrados en el tratamiento mineral y el orgánico (Datos no mostrados). En cuanto al efecto sobre el suelo se observaron incrementos en la conductividad, así como en las concentraciones de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en los suelos tratados con lodos compostados, especialmente a 40 Mg ha^{-1}, coincidiendo con otros autores (Hernández y col., 2016; Lobo y col., 2012). En cuanto al contenido de metales pesados sólo se encontró un incremento en la concentración de zinc, de forma similar a lo encontrado por Tziachris (2017) utilizando este tipo de materiales.

4. CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que el empleo de una adecuada dosis de lodos compostados con restos de poda puede inducir efectos beneficiosos sobre el contenido de nutrientes y las propiedades antioxidantes de la lechuga. Por ello, el uso de este tipo de residuos puede constituir una alternativa viable a la fertilización mineral convencional, consiguiendo cultivos de calidad al mismo tiempo que se mejoran las propiedades del suelo y se le da un nuevo valor al residuo obtenido de la depuración de las aguas residuales urbanas. Son necesarios estudios a escala de invernadero y de campo que permitan confirmar estos resultados.

5. BIBLIOGRAFÍA

Amorati R., Valgimigli L., 2015. Advantages and limitations of common testing methods for antioxidants. *Free Radic Res.* 49 (5), 633-649.

Baskar V., Venkatesh J., Park S.W., 2015. Impact of biologically synthesized silver nanoparticles on the growth and physiological responses in Brassica rapa ssp. pekinensis. *Environ Sci Pollut Res.* 22 (22), 17672-17682.

Baskar V., Nayeem S., Kuppuraj S.P., Muthu T., Ramalingam S., 2018. Assessment of the effects of metal oxide nanoparticles on the growth, physiology and metabolic responses in in vitro grown eggplant (Solanum melongena). *3 Biotech.* 8 (8), 362.

Coria-Cayupán Y.S., Sánchez de Pinto M.I., Nazareno M.A., 2009. Variations in bioactive substance contents and crop yields of lettuce (Lactuca sativa L.) cultivated in soils with different fertilization treatments. *J Agric Food Chem.* 57 (21), 10122-10129.

Cruz R., Gomes T., Ferreira A., Mendes E., Baptista P., Cunha S., Pereira J.A., Ramalhosa E., Casal S., 2014. Antioxidant activity and bioactive compounds of lettuce improved by espresso coffee residues. *Food Chem.* 145 95-101.

Das S., Hussain N., Gogoi B., Buragohain A.K., Bhattacharya S.S., 2017. Vermicompost and farmyard manure improves food quality, antioxidant and antibacterial potential of Cajanus cajan (L. Mill sp.) leaves. *J Sci Food Agric.* 97 (3), 956-966.

Giannakis G.V., Kourgialas N.N., Paranychianakis N.V., Nikolaidis N.P., Kalogerakis N., 2014., Effects of Municipal Solid Waste Compost on Soil Properties and Vegetables Growth. *Compost Sci Util. 22* (3), 116-131.

Haghighi M., da Silva J.A.T., 2016. Application of biosolids to soil affects Cu and Zn accumulation and antioxidant activity of lettuce (Lactuca sativa L.). *J Plant Nutr.* 39 (2), 252-260.

Hernandez, T., Chocano C., Moreno J.L., Garcia C., 2016.Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (Lactuca sativa L.) crops-Effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* 160 14-22.

Inskeep W.P., Bloom P.R., 1985. Extinction coefficients of chlorophyll a and b in N, N-dimethylformamide and 80% acetone. *Plant Physiol. 77* (2), 483-485.

Lobo M.C., Martínez-Iñigo M.J., Pérez-Sanz A., Cabezas J.G., Plaza A., Vicente M.A., Sastre-Conde I., 2012. Evaluation of the Biological Activity in a Gypsiferous Soil Co-Amended with Residues. In: Trasar C. Hernández T, García C, Rad, González-Carcedo S. (Eds.). *Soil Enzymology in the Recycling of Organic Wastes and Environmental Restoration*. Springer-Verlang, Berlin, Heidelberg, pp: 195-210.

MAPA., 1994. Métodos oficiales de análisis Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 3:205-324

MAPAMA., 2018. España Circular 2030. Estrategia española de economía circular. Borrador para información pública.

Tziachris P., Lekakis E., Zambetoglou K., Metaxa I., Papadopoulos F., 2017. A Case Study of the Effects of Sewage Sludge Application on Soil Properties and Heavy Metal Availability in the Thessaloniki Plain (Greece). *Waste And Biomass Valorization.* 8 (5), 1803-1811.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha podido llevar a cabo gracias a la financiación de los proyectos: FP17-RESIAGRO (2017-2018) y FP16-RESIDUA (2016-2018). (IMIDRA, Comunidad de Madrid).

EFECTO, A CORTO PLAZO, DEL TIPO DE MATERIA ORGÁNICA SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS EN UN ENARENADO Y LA PRODUCCIÓN EN UN CULTIVO DE TOMATE EN INVERNADERO

I. Carricondo[1], J.L. Ruiz[2], M.C. Salas[3]

[1]Graduado en Ingeniería Agronómica, Unica Group, icarricondo@unicagroup.es, [2]Dpto. Agronomía, Universidad de Almería, Almería, España, jl.ruizz@hotmail.com, [3]Dpto. Agronomía, Universidad de Almería, Almería, España, csalas.ual.es

RESUMEN: En la zona del estudio, sudeste español, se generan anualmente grandes cantidades de residuos vegetales provenientes de las casi 30000 ha de cultivo en invernadero[1] con grandes dificultades para su eliminación[2]. Se considera que el retorno al suelo de la materia orgánica contenida en los residuos vegetales, directamente o tras un proceso transformativo constituye la opción de aprovechamiento más competitiva. El objetivo del presente ensayo es evaluar el efecto de diferentes materias como enmiendas orgánicas, fácilmente disponibles en el sudeste español, en las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, y producción de un cultivo de tomate. Los tratamientos según el material empleado como enmienda en el suelo aplicada antes del trasplante fueron: vermicompost, material vegetal perteneciente al cultivo anterior, estiércol, compost y, el testigo, sin aporte de materia orgánica. Los resultados preliminares correspondientes al primer experimento (6 meses de cultivo) muestran diferencias estadísticamente significativas en producción según el material orgánico empleado como enmienda, y las propiedades físico-químicas y biológicas no mostraron una tendencia homogénea. Sin embargo, determinados elementos en el extracto saturado y la relación C/N son afectadas positivamente, y están relacionados con el aumento de la producción. [1]Cara y Ribera, 1998, [2]Callejón y col., 2011

PALABRAS CLAVE: Material vegetal, compost, vermicompost, estiércol, enmiendas orgánicas.

1. INTRODUCCIÓN

En la zona de estudio, sudeste español, la mayoría de las estimaciones cifran en 1 millón de t los residuos vegetales frescos generados por año (Tolón y Lastra, 2010) con grandes dificultades para su eliminación (Callejón y col., 2011). Una de las opciones de aprovechamiento de estos residuos más competitiva (Scarlat y col., 2010) es devolver al suelo la materia orgánica contenida en ellos, directamente o tras un proceso de transformación, ayudando a disminuir impactos negativos en la fertilidad y fenómenos de erosión (Fischer y col., 2010) mediante el compostaje o vermicompostaje.

El principal objetivo de este trabajo de investigación fue evaluar la producción de un cultivo de tomate en función del tipo de material orgánico utilizado como enmienda y conocer el efecto sobre las propiedades físico-químicas y biológicas en los primeros meses de cultivo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en un invernadero de Níjar (Almería) con una superficie de 1300 m^2 en un cultivo de tomate tipo “de penjar”, cv. Surcal, Se transplantó el 2 de febrero de 2017 a 0,66 planta

m^{-2} y dos tallos, entutorado, despuntado al octavo ramillete, y la última cosecha a los 154 días desde el transplante (DDT). El suelo de cultivo (Tabla 1) es un enarenado con un horizonte protector de arena (8-10 cm), horizonte nutritivo (2cm), horizonte impermeable de tierra de cañada (30cm) y suelo original. Durante el ensayo se cuantificó la producción comercial total (kg m^{-2}); las características físico-químicas de los materiales empleados como enmienda antes de incorporarlos al suelo y las propiedades físico-químicas del suelo para cada uno de los tratamientos al inicio y final del cultivo. Para la determinación de la actividad microbiana se cuantificó la actividad enzimática mediante la concentración de deshidrogenasa (DHA) (Casida, 1977), fosfatasa (Tabatabai y col., 1969) y β-glucosidasa (Tabatabai, 1982). Se hicieron dos muestreos a lo largo del ensayo (112 y 140 DDT). Se realizó un diseño experimental factorial considerando como factor el tipo de enmienda aportada al suelo. Se establecieron cinco tratamientos según el material utilizado como enmienda, incluyendo un tratamiento testigo al cual no se le incorporó ninguna enmienda (B), 3 kg m^{-1} lineal de vermicompost (V), 4 kg m^{-1} lineal de los restos vegetales de plantas del cultivo anterior (M), 3 kg m^{-1} lineal de estiércol (E), 3 kg m^{-1} lineal de compost (C). Los pesos están referidos a materia fresca. Cada tratamiento contó con 4 repeticiones (4 plantas por repetición) para el muestreo de la producción. El análisis de los resultados se realizó mediante ANOVA y las diferencias estadísticamente significativas al 95% (LSD Fisher) con Statgraphics XVII-X64.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del suelo original al inicio del experimento.

pH (1:2,5 v/v[1])	8,3	Nitrógeno Kjeldahl (% m.s)[3]	0,07
C.E.[2] sulfato cálcico (dS m^{-1})	2,36	M.O.[4] oxidable (% m.s.)	0,93
Nitrógeno nítrico (mg L^{-1})	47,0	Relación C/N	7,7
Fósforo (mg L^{-1})	120	Arena gruesa % (0,2-2,0 mm)	23,0
Potasio (mg L^{-1})	1000	Arena fina % (0,02-0,2 mm)	30,5
Magnesio (mg L^{-1})	973	Limo % (0,002-0,02 mm)	12,4
Calcio (mg L^{-1})	5160	Arcilla % (<0,002 mm)	34,1
Sodio (mg L^{-1})	566	Clasificación Textural	Arcilla gruesa

[1]volumen/volumen, [2]Conductividad eléctrica, [3]Materia seca, [4]Materia orgánica.

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas de los materiales empleados como enmienda en el experimento.

	Compost	**Vermicompost**	**Estiércol**	**Material vegetal**
pH (1:5 v:v[1])	8,3	8,3	9,6	6,9
C.E.[2] (1:5 p:v)[3](25ºC) (dS m^{-1})	12,30	3,39	7,73	10,79
M.O.[4] (% m.s.)	21,4	17,2	30,2	75,5
Relación C/N	8,9	7,7	11	15
Fosforo (% m.s.)[5]	0,67	0,64	0,53	0,89
Potasio (% m.s.)	2,84	0,77	2,18	3,39
Nitrogeno Kjeldahl (% m.s.)	1,20	1,11	1,35	2,50
Calcio (% m.s.)	8,00	7,80	3,28	4,34
Magnesio (% m.s.)	1,51	1,31	0,91	0,72

[1]volumen/volumen, [2]Conductividad eléctrica, [3]peso: volumen, [4]Materia orgánica, [5]Materia seca.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según los resultados de producción (Fig. 1), existen diferencias estadísticamente significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos, con la producción mayor en las plantas del tratamiento V con 4,85 kg m^{-2}; y la menor cuando no se aplica enmienda (B) con 4,09 kg m^{-2}. En el tratamiento testigo, sin enmienda, y en el que se añade compost se obtienen las menores producciones con diferencias significativas al compararlo con los tratamientos con mayor producción que se obtienen al aplicar vermicompost (V) o las plantas frescas del cultivo anterior (M).

Si comparamos el análisis del suelo antes de incorporar las enmiendas (Tabla 1) con los análisis de suelo al final del cultivo y por tratamientos (Tabla 3) destacan la mejora en los niveles de N (nítrico y total - Kjeldahl) con valores 2 veces superior cuando se aplica V y C, y valores no tan altos con el resto de las enmiendas. De igual manera destaca el incremento en el porcentaje de M.O. en sólo 6 meses de cultivo al aplicar V y C, con una reducción en los niveles de M.O. al utilizar material vegetal fresco y estiércol, manteniéndose constante los valores en B después de un cultivo. Con respecto a la relación C/N también se observa un aumento destacable cuando se aplica estiércol como enmienda, pasando de 7,7 a 11,8 en solo un ciclo de cultivo. La enmienda con V mejora los niveles en elementos nutritivos como el nitrógeno (incluido C) y fosforo, así como un mayor contenido en M.O. Según los resultados, la aplicación de un material de enmienda mineralizado como el V y C consigue mejorar en un solo ciclo de cultivo la concentración en nitrógeno-nítrico y contenido en materia orgánica. Las mejoras en la concentración de fósforo se aprecian cuando se aplica V y E como enmienda (Tabla 3). Siendo, sin embargo, el material vegetal fresco (M) el que mayor concentración de fosforo presenta al compararlo con los demás materiales (Tabla 1).

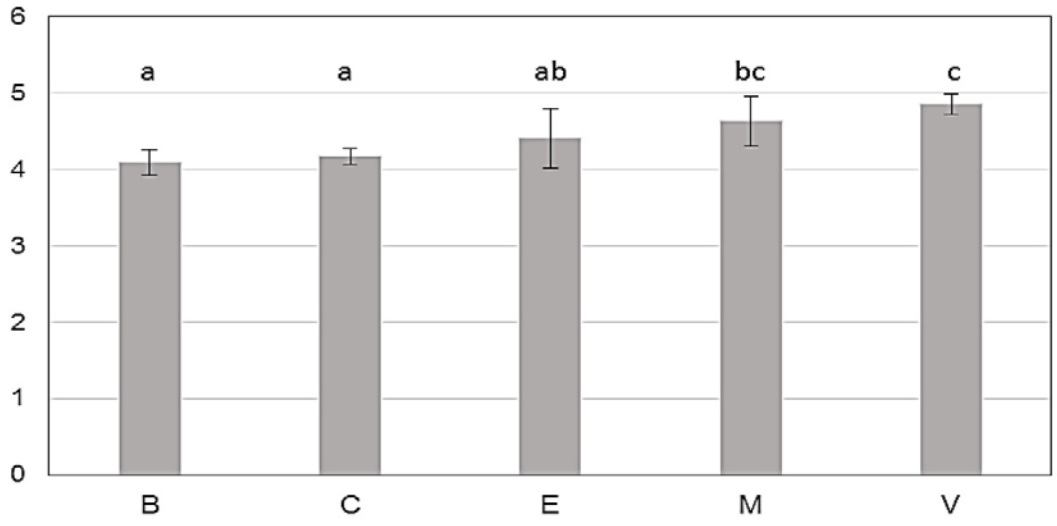


Figura 1. Producción total (kg m^{-2}) de un cultivo de tomate en función del tipo de enmienda aplicada en el suelo (testigo ninguna enmienda (B); vermicompost (V), material de vegetal procedente cultivo anterior (M), estiércol (E), compost (C). Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas al 95%.

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del suelo al final del cultivo según el tipo de enmienda. B sin aporte de materia orgánica; V vermicompost, M material vegetal fresco del cultivo anterior, E estiércol, C compost.

Determinación	B	V	M	E	C
pH (1:2,5 v:v[1])	8,4	8,4	8,5	8,5	8,5
C.E.[2] sulfato cálcico (dS m^{-1})	2,29	2,88	2,41	2,33	2,92
Nitrógeno nítrico (mg L^{-1})	69,0	110	56	94	115
Fosforo (mg L^{-1})	138	157	134	147	139
Potasio (mg L^{-1})	1180	1520	1220	1560	1980
Magnesio (mg L^{-1})	832	1030	771	920	962
Calcio (mg L^{-1})	5710	5360	5480	5730	5270
Sodio (mg L^{-1})	605	908	596	733	773
Nitrogeno Kjeldahl (% m.s.)[3]	0,08	0,12	0,06	0,03	0,09
M.O.[4] (% m.s.)	0,96	1,37	0,63	0,61	1,13
Relación C/N	7,0	6,6	6,1	11,8	7,3
Arena gruesa % (0,2-2,0 mm)	25,3	21,9	25,0	21,5	18,1
Arena fina % (0,02-0,2 mm)	23,4	27,2	21,7	18,4	23,4
Limo % (0,002-0,02 mm)	13,8	11,8	10,8	15,7	13,1
Arcilla % (<0,002 mm)	37,5	39,1	42,5	44,5	45,4
Clasificación textural	A g[5]	A g	A g	A gr	A f[6]

[1]volumen/volumen, [2]Conductividad eléctrica, [3]Materia seca, [4]Materia orgánica, [5]Arcilla gruesa, [6]Arcilla fina.

Tabla 4. Actividad enzimática media (112-140 DDT) en función del material empleado como enmienda. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas al 95% (LSD Fisher) entre tratamientos.

Tratamiento[1]	Deshidrogenasa	Fosfatasa	B-glucosidasa
B	46 a	613 a	100 a
V	57 abc	654 a	143 ab
M	52 ab	981 bc	217 d
E	84 cd	899 bc	194 bcd
C	101 d	665 a	159 bc

[1]B sin aporte de materia orgánica; V = 3 kg m^{-1} lineal de vermicompost, M = 4 kg m^{-1}lineal material de vegetal fresco, E = 3 kg m^{-1}lineal de estiércol, C = 3 kg m^{-1}lineal de compost.

Las enzimas participan en la transformación de compuestos orgánicos complejos a sustancias asimilables por las plantas, por ello se relaciona su actividad enzimática con la liberación de nutrientes inorgánicos procedentes de la M.O. (Coyne 2000; Dick y Tabatabai, 1993; Li y col., 2008). Según los análisis, la actividad enzimática durante los ensayos es mayor cuando se aplican enmiendas orgánicas. Los materiales no mineralizados y con mayor % de M.O. como E y M presentan mayor actividad enzimática que los tratamientos V y C con mayor porcentaje de mineralización y disponibilidad de nutrientes asimilables para la planta (NO_3) (Tabla 4). C presentó la mayor concentración de DHA estadísticamente significativa con respecto al B, V y M. Las enmiendas C y E forman el grupo con mayor concentración de DHA. En consonancia con Cerón y Meigarejo (2005), Marcote y col. (2001), y Paz y col. (2007), que mencionan una relación positiva entre la actividad DHA y el contenido en M.O., lo que sugiere que esta enzima puede ser un indicador del estado metabólico de la microbiota del suelo y por tanto un indicador de calidad de suelos. Según los resultados la actividad enzimática no presenta, como cabía esperar, relación con la producción en el cultivo de tomate, aunque siempre el tratamiento sin aplicación de enmienda, presenta una menor actividad enzimática coincidiendo con la menor producción.

4. CONCLUSIONES

La no aplicación de enmiendas orgánicas y la aplicación de compost obtienen las menores producciones con diferencias estadísticamente significativas al compararla con los tratamientos con mayor producción, vermicompost y materia vegetal fresca. Siendo en valor absoluto el tratamiento con vermicompost, el que obtiene la mayor producción.

La aplicación de un material de enmienda mineralizado como el vermicompost y compost consigue mejorar en un ciclo de cultivo la concentración en NO_3 en el suelo y el contenido en materia orgánica, y mejoras en la concentración de P se aprecian cuando es aplicado vermicompost y estiércol.

La aplicación de materia orgánica mejora la actividad enzimática con respecto al tratamiento control. Materiales no mineralizados y con mayor porcentaje de materia orgánica como el tratamiento E y M tienen una mayor actividad enzimática que los tratamientos V y C con mayor porcentaje de mineralización y disponibilidad de nutrientes en forma asimilable para la planta (NO_3).

5. BIBLIOGRAFÍA

Callejón A.J., Velázquez B., López J.A., Manzano F., 2011. Greenhouse crop residues: Energy potential and models for the prediction of their higher heating value. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 15, 948-955.

Cara G., Ribera J., 1998. Residuos en la agricultura intensiva. El caso de Almería. Encuentro medioambiental Almeriense: En busca de soluciones. Almería, España. Marzo 7-8. pp. 128-132.

Casida J., 1977. Microbial metabolic activity in soil as measured by dehidrogenase determinations. *Appl. Environ Microbiol.* 34, 630-636.

Cerón L., Meigarejo L., 2005. Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad. *Acta Biol. Colombiana* 10 (1), 5-18.

Coyne M, 2000. Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio. Editorial Paraninfo, España. 416 pp.

Dick W.A., Tabatabai M.A., 1993. Significance and potencial uses of soil enzymes. Soil Microbial Ecology Meeting, pp. 95-127. Jr., F.B. (ed.). *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker, New York.

Fischer G., Prieler S., van Velthuizen H., Berndes G., Faaij A., Londo M., de Wit M., 2010. Biofuel production potentials in Europe: sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: land use scenarios. *Biomass Bioenerg.* 34, 173-187.

Li X., Zhang R., Pang Y., 2008. Characteristics of dairy manure composting with rice Straw. *Bioresour. Technol.* 99, 359-367.

Marcote, I., Hernández, T., García, C., Polo, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilizers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresour. Technol.* 79,147-154.

Paz J., Trasar C., Leirós M.C., Seoane S., Gil-Sotres F., 2007. Biochemical properties of acid soils under native grassland in a temperate humid zone. *New Zeal. J. Agr. Res.* 50(4), 537-548.

Scarlat N., Martinov M., Dallemand J.F., 2010. Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: Potential and limitations for bioenergy use. *Waste Manage.* 30, 1889-1987.

Tabatabai M.A. y Bremmer J.M., 1969. Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*1, 301-307.

Tabatabai M.A., 1982. Soil enzyme. En: Page, A.L. (ed.). *Methods of Soil Analysis, Part 2.* American Society of Agromony, Madison, WI, EE.UU, pp. 903-948.

Tolón A., Lastra X., 2010. La agricultura intensiva del poniente almeriense. Diagnóstico e instrumentos de gestión ambiental. *Revista Electrónica de Medio Ambiente UCM* 8, 18-40.

6. AGRADECIMIENTOS

Especial agradecimiento a la empresa CASUR S.C.A.

EFECTO POTENCIADOR DE CRECIMIENTO Y SUPRESIVO DE PLANTULAS DE MELÓN CRECIDAS EN COMPOST DE PODA DE VID ENRIQUECIDO: TRAZABILIDAD DESDE SEMILLERO HASTA CAMPO

Jose Antonio Pascual*, Maria Hurtado, Margarita Ros

*Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia, España, *jpascual@cebas.csic.es*

RESUMEN: La utilización de compost de poda de vid, enriquecidos con agentes de control biológico (ACBs) como *Trichoderma harzianum,* para su empelo como sustratos orgánicos en semillero, pueden ser una alternativa a los sustratos tradicionales reduciendo con ello el consumo de plaguicidas y fertilizantes químicos, dentro de una agricultura sostenible. En este trabajo se va a realizar un seguimiento del proceso de compostaje enriquecido con *Trichoderma harzianum* T-78 (Th) en diferentes momentos del proceso, y de los compost obtenidos en la producción de plántulas de melón, como alternativa a la turba. Los compost enriquecidos mostraron mayor crecimiento de planta y menor incidencia del patógeno *Fusarium oxysporum f. sp. melonis,* manteniendo este efecto una vez las plantas fueron trasplantadas en el campo donde mostraron menor incidencia del patógeno y mayor producción.

PALABRAS CLAVE: *Trichoderma harzianum; Fusarium oxysporum;* compostaje; ACBs;

1. INTRODUCCIÓN

El compostaje es una de las mejores alternativas para el reciclado de los residuos orgánicos debido a su bajo coste, bajo impacto medioambiental y la capacidad de generar un producto con valor que puede ser usado como fertilizante (Pascual y col., 2002; Ros y col., 2005) o como sustrato de cultivo en horticultura (Lopez-Mondejar y col., 2010). Los compost pueden mostrar capacidad supresiva frente a patógenos de suelo (Yogev y col., 2009), aunque esto depende de diferentes factores tales como los materiales de partida, el proceso de compostaje, la microbiota presente, así como el patógeno a controlar. Una forma de incrementar la capacidad supresiva es la incorporación de agentes de control biológico (ACBs) como *Trichoderma harzianum* que se caracterizan por ser muy efectivos frente a diferentes patógenos (Harman y col., 2004; Bernal-Vicente y col., 2009). Además de los ACBs la incorporación conjunta de compuestos naturales como la quitina (Sid Ahmed y col., 2003) o el quitosan (Benhamou y col., 1998) con capacidad antimicrobiana (Rabea y col., 2003) pueden mejorar aún el efecto supresivo frente a diferentes patógenos de suelo (Postma y Willemsen-De Klein 2004).

El objetivo de este trabajo es evaluar y optimizar la capacidad del usar el compostaje de sarmiento enriquecido con *Trichoderma harzianum T-78* y quitina para obtener un compost enriquecido con capacidad supresiva y potenciador del crecimiento.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Proceso de compostaje

El compostaje se realizó mediante sistema de volteo en pilas abiertas con volteos periódicos (10 m^3) durante 120 días. Se realizaron pilas de sarmiento sin inoculación (S), pilas inoculadas

con quitina (1% peso/peso) + Th al inicio del proceso (SI) y al final de la fase termófila (SF). Th fue inoculado para alcanzar una concentración inicial de 10^5 UFC g^{-1}. Las pilas se mantuvieron con una humedad de 40-50% y se voltearon periódicamente para garantizar la homogeneidad y la aireación. Se realizó el seguimiento de la temperatura alcanzada por cada una de las diferentes pilas. Los inóculos de *Trichoderma harzinaum T-78* (Th) se prepararon a partir de una suspensión de esporas (6,4 x 10^8 UFCs mL^{-1}) mezcladas con bentonita (1/1, p/v), secada, posteriormente molida y homogenizada.

2.2. Experimento en semillero y trasplante a campo

Las semillas de melón (*Cucumis melo L. cv. Giotto*) fueron sembradas en diferentes sustratos de cultivo (tratamientos) en bandejas de poliestireno (150 alveolos), una semilla por alveolo, y cada tratamiento repetido seis veces. Germinación (oscuridad, 28 ºC y 90% humedad) y posterior traspaso a invernadero. Quince días después de la siembra, la mitad de los tratamientos fueron inoculados con *Fusarium oxysporum f.sp. melonis* FOM (3 10^4 UFC g^{-1}). Los tratamientos ensayados fueron (i) Control: turba no inoculada con Th; (ii) Control T: turba inoculada con Th; (iii) S: compost de sarmiento; (iv) ST: compost de sarmiento inoculado con Th y quitina al inicio del proceso de producción de plántula; (v) SI**:** compost de sarmiento inoculado con Th y quitina al inicio del proceso de compostaje; (vi) SF: compost de sarmiento inoculado con Th y quitina al final de la fase termófila.

La incidencia del patógeno se calculó como el incremento de peso respecto a la turba control infectada. Se calculó el peso fresco de las plantas.

Cuarenta y tres días después de la siembra, las plántulas de melón crecidas sobre los tratamientos SF y control T fueron trasplantados a campo y cultivadas durante 20 semanas (15 plantas por tratamiento y tres replicas por tratamiento). El riego y la fertilización fueron las habituales en este tipo de cultivo. El porcentaje de incidencia del patógeno fue calculado para cada tratamiento contabilizando las plantas afectada por FOM de forma natural. Además, se pesaron y contaron los frutos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Proceso de compostaje

Las pilas de compostaje alcanzaron temperaturas superiores a los 50 ºC debido a la presencia de sustratos de carbono degradables que favorecen el desarrollo de los microrganismos. Los compost inoculados con Th y quitina alcanzaron menor temperatura, y mantuvieron un contenido en materia orgánica mayor que la pila no inoculada, debido posiblemente a una competencia entre Th y los microorganismos autóctonos de la pila de compostaje (Alabouvette y col., 2006) (Tabla 1).

Tabla 1. Materia orgánica total (%) (calcinación) durante el proceso de compostaje de las diferentes pilas.

Compost	0 días	26 días	120 días
S	93,55 b	86,03 b	80,00 c
SI	96,43 a	94,59 a	86,80 a
SF	93,50 b	85,90 b	84,76 b

El recuento de Th durante el proceso de compostaje, indicó su ausencia en la pila de compostaje (S), mientras que su inoculación al final de la fase de compostaje (SF), proporcionó una mayor población del mismo, hecho esperable debido a la baja capacidad de resistencia térmica de *Trichoderma harzianum* (Eastburn, 1991) (Tabla 2).

Tabla 2. Evolución de las poblaciones de *Th*, durante el compostaje (log10 (UFCg^{-1} de compost).

	0 días	**26 días**	**120 días**
S	<2 b	<2 b	<2 c
SI	5,64 a	4,72 a	4,70 b
SF	<2 b	<2 b	5,34 a

Los compost obtenidos mostraron unos valores de pH entre 6,6-6,8 ligeramente mayores que los aceptados por Abad y col, (2001) como sustrato de cultivo, así como unos valores de CE 2,06-2,20 dS m^{-1} dentro de los valores aceptados por Noguera y col (2003). Los compost mostraron un valor fertilizante importante, igual o próximo a los utilizados por otros substratos (Boehm y col., 1993). El contenido en nitrógeno fue mayor en los compost con quitina SI y SF (1,92-1,80%) que los que no lo incorporaron S (0,91%) debido al nitrógeno incorporado por la quitina (Bautista-Baños y col., 2006).

3.2. Respuesta del cultivo de melón en semillero

El peso fresco de las plántulas crecidas con Th y quitina (SI, SF and ST), fue mayor respecto a los tratamientos que no lo incorporaron, probablemente debido a la interacción entre Th y quitina (Bailey y Lumsden 1998) así como el mayor contenido en nitrógeno que presenta la quitina y su capacidad bioestimulante (Chandrakrachang, 2002).

Bajo condiciones de presión de FOM el peso de las plantas fue menor que los no infectados. La incidencia de FOM al final del experimento fue menor en la turba con Th que en la turba debido a la capacidad biocontrol de Th. Los tratamientos con Th y quitina también mostraron menor incidencia de FOM, siendo el tratamiento SF el que menor incidencia mostró, debido a la incorporación de Th y quitina al final del proceso de compostaje el cual genero un efecto sinérgico (Tabla 3). La quitina muestra diferentes modos de acción: efecto antimicrobiano directo sobre el patógeno, inducción de resistencia de la planta y estimulación de los ACBs (Postma y col., 2009). Además, uno de los principales mecanismos de control de Th es el micoparasitismo donde se liberan diversas enzimas hidrolíticas (ej., quitinasas, proteasas y glucanasas) las cuales juegan un papel importante en la ruptura de la pared celular del patógeno (Kubicelk y col., 2001); así como de metabolitos secundarios que afectan la capacidad biocontrol (Vinale y col., 2008).

Tabla 3. Incidencia del patógeno, calculado como el porcentaje de pérdida de peso respecto a su respectivo tratamiento sin infectar

%	**30 días**	**37 días**	**43 días**
Control	32,95 a	45,89 a	53,43 a
Control T	2,50 e	24,06 b	26,73 d
S	26,80 b	23,69 b	50,36 b
ST	18,10 c	16,16 c	29,63 c
SI	13,51 d	12,30 d	22,39 e
SF	0,00 f	6,84 e	15,95 f

3.3. Trasplante a campo

En campo se trasplantaron las plántulas de melón crecida en SF (sarmiento-Th-quitina al final del compostaje) ya que presentaron la menor incidencia del patógeno en semillero y las crecidas en turba con Th (Control T) al ser este el substrato habitual en semillero. Es importante remarcar que los efectos observados a nivel de semillero en ambos tratamientos se mantuvieron hasta el campo (Tabla 4).

La incidencia del patógeno fue menor en los tratamientos con compost (SF) como sustrato que en los que se utilizó turba (control T). Demostrando que no solo el efecto de Th es importante sino la sinergia compost-Th-quitina. No solo respecto al control de FOM sino como bioestimulante, favoreciendo una mayor recolección y peso de las plantas. Esto demuestra la importancia de una buena elección del sustrato para el desarrollo de las plántulas, donde adquieren una mayor resistencia y calidad que se ve reflejada posteriormente durante el resto del cultivo.

Table 4. Incidencia del patógeno, peso medio, peso total y número de melones recolectados.

Tratamientos	Control T	SF
Incidencia del patógeno (%)	4 a	0,5 b
Peso medio (g)	855 b	1020 a
Peso total (kg)	40 b	52 a
Numero de melones	45 b	50 a

Valores con la misma letra minúscula no son diferentes significativamente ($P < 0,05$).

4. CONCLUSIONES

Con este estudio se ha demostrado como los compost de restos de poda de vid (sarmiento), inoculados con un agente de control como *Trichoderma harzianum* T-78 y quitina al final del proceso de compostaje, pueden ser utilizados como sustrato de crecimiento para plántulas de melón, además de conferir un importante efecto biofungicida frente a *F. oxysporum f, sp. melonis.* Remarcando un hecho importante como es la capacidad de mantener ambas capacidades desde el semillero hasta el campo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Abad M., Noguera P., Puchades R., Maqueira A., Noguera V., 2002, Physico-Chemical and chemical properties of some coconut corrí dusts for using as peat substitute for containerised ornamental plants. *Bioresource Technol.* 82, 241-245.

Alabouvette C., Olivain C., Steinberg C., 2006. Biological control of plant diseases: The European situation. *Eur J Plant Pathol.* 114, 329-341.

Bailey B.A., Lumsden R.D., 1998. Direct effects of Trichoderma and Gliocladium on plant growth and resistance to pathogens, In: G. Harman, C.P. Kubicek (Eds.), *Trichoderma* and *Gliocladium.* Taylor and Francis Inc., London, pp. 185–204.

Bautista-Baños S., Hernandez A.N., Velásquez del Valle M.G., Hernández M., Barka E., Bosquez E., Wilson C.L., 2006. Chitosan as a potential natural compound to control pre and postharvest diseases of horticultural commodities. *Crop Prot.* 25, 108-118.

Benhamou N., Kloepper J.W., Tuzun S., 1998. Induction of resistance against Fusarium wilt of tomato by combination of chitosan with endophytic bacteria strain: ultrastructure and cytochemistry of the host response. *Planta* 204, 153-168.

Boehm M.J., Madden L.V., Hoitink A.J., 1993. Effect of organic matter decomposition level on bacterial species diversity and composition in relationship to Pythium damping-off severity. *Appl Environ Microbiol.* 59, 4171-4179.

Chandrkrachang S., 2002. The applications of chitin and chitosan in agriculture in Thailand. In: K. Suchiva, S. Chandrkrachang, P. Methacanon, M.G. Peter (Eds.), *Advance in Chitin Science*, vol 5. Bangkok, pp. 458-462.

Kubicek C.P., Mach R.L., Peterbauer C.K., Lorito M., 2001. Trichoderma: from genes to biocontrol. *J Plant Pathol.* 83, 11–24.

López-Mondéjar R., Bernal-Vicente A., Ros M., Tittarelli F., Canali S., Intrigiolo F., Pascual J.A., 2010. Utilization of citrus compost-based growing media amended with *Trichoderma harzianum T-78* in *Cucumis melo* L. seedling production. *Bioresource Technol.* 101, 3718–3723.

Noguera P., Abad M., Puchades R., Maquieira A., Nogueras V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as container medium. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 34, 593-605.

Pascual J.A., Hernández M.T., García C., Deleij F.A.A.M., Lynch J.M., 2002. Long-term suppression of *Pythium ultimum* in arid soil using fresh and composted municipal water. Biol Fert Soils. 30, 478-484.

Postma J., Willemsen-De Klein M.J.E.I.M., 2004. Biological control of *Pythium aphanidermatum* in cucumber with combined applications of bacterial antagonists with chitosan. *IOBC/wprs Bulletin* 27, 101–104.

Postma J., Stevens L.H., Wiegers G.L., Davelaar E., Nijhuis E.H., 2009. Biological control of *Pythium aphanidermatum* in cucumber with a combined application of *Lysobacter enzymogenes* strain 3.1T8 and chitosan. *Biol Control.* 48, 301–309

Rabea E.I., Badawy M., Stevens C.V., Smagghe G., Steurbaut W., 2003. Chitosan as antimicrobial agent: applications and mode of action. *Biomacromolecules* 4, 1457–1465.

Ros M., García C., Hernández M.T., 2006. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste Manage.* 26, 1108-1118.

Sid Ahmed A., Ezziyyani M., Pérez Sánchez C., Candela M.E., 2003. Effect of chitin on biological control activity of Bacillus spp. and *Trichoderma harzianum* against root rot disease in pepper (*Capsicum annuum*) plants. *Eur J Plant Pathol.* 109, 633–637.

Vinale F., Sivasithamparam K., Ghisalberti E.L., Marra R., Woo S.L, Lorito M., 2008. Trichoderma-plant–pathogen interactions. *Soil Biol Biochem.* 40, 1–10.

Yogev A., Raviv M., Kritzman G., Hadar Y., Cohen R., Kirshner B., Katan J., 2009. Suppression of bacterial canker of tomato by composts. *Crop Prot.* 28, 97–103.

ESPECIACIÓN DE METALES PESADOS EN UN SUELO DE HUERTO URBANO MODERADAMENTE CONTAMINADO INCUBADO CON BIOCHAR Y COMPOST

Violeta Navarro[1], Salma Meddeb[2], Habib Ben Hassine[2], Dhouha Tangour[3], Hamouda Aichi[2], Mª Elena Fernández-Boy[4], José Mª Álvarez[5], José Mª de la Rosa[1], Rafael López[1]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla (España). [2]Laboratory of Agriculture Production and Sustainable Developpement, Agriculture High School of Mograne, Zaghouan, Tunisia. [3]International Center of Environmental Technology of Tunis. [4]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, Profesor García González 1, 41012 Sevilla (España). [5]Ohio State University, Columbus OH USA; rafael.lopez@csic.es

RESUMEN: La contaminación de suelos urbanos por metales pesados es habitual. El biochar es una enmienda orgánica eficaz y válida para esta finalidad. El objetivo del presente estudio es evaluar la especiación de metales pesados mediante el procedimiento BCR, en mezclas de un suelo urbano contaminado del parque Miraflores (Sevilla), con dos tipos de biochar (BW, de madera y de BB, de biosólidos) y un compost (C) de biosólidos y residuos de poda. Las mezclas siguientes: S0-BW5-BW10-BB5-BB10-C5-C10-C5BB5-C10BB10-C5BW5-C10BW10 (el número denota el porcentaje de producto) se incubaron, durante 25 y 75 días, realizándose a continuación el procedimiento de extracción secuencial. Independientemente del tratamiento, en general, la fracción del metal (como porcentaje del total) en forma cambiable o asociado a carbonato (F-I) fueron Sr>>Ba=Mn>Zn≥Ni≥Cu>Pb: En la fracción enlazada a óxidos de Fe y Mn (F-II) fueron Mn>>Sr>Ba>Zn>Ni≥Pb≥Cu. En la fracción asociada a materia orgánica (F-III), Cu>Ni>Mn≥Sr>Ba≥Pb>Zn. Con respecto al control S0, el porcentaje de la fracción F-I fue menor en general con los enmendantes para Cu y Ba; en el caso de la F-II fue menor para Cu, Mn, Ni, Zn, Ba y Sr y para F-III fue menor para Cu, Mn, Ni, Pb, Zn y Ba. En general las diferencias en estas fracciones fueron pequeñas. En la fracción residual, los correspondientes aumentos fueron de mayor magnitud, aunque estadísticamente no significativos. Estos resultados de corto plazo muestran el potencial del biochar para la inmovilización de metales pesados en el suelo.

PALABRAS CLAVE: agricultura urbana, BCR.

1. INTRODUCCIÓN

Por su ubicación en entornos urbanos, los suelos en los que se practica la agricultura urbana presentan cierta probabilidad de contaminación antropogénica, sobre todo por metales pesados, y por tanto un potencial riesgo para los consumidores de sus productos (López, 2014). Esta situación se da en el suelo de los huertos urbanos del parque de Miraflores (Sevilla) donde se ha detectado una contaminación moderada por ciertos metales: Cu de 76 a 223 mg kg^{-1}, Zn de 123 a 215 mg kg^{-1}, y sobre todo Pb de 137 a 393 mg kg^{-1} (Hallat y col., 2017), por lo que su recuperación es necesaria. El biochar, material sólido que se obtiene de la pirólisis (calentamiento en ausencia de oxígeno) de biomasa, a temperaturas inferiores a 700ºC, presenta características que lo hacen potencialmente adecuado para la inmovilización en el suelo de metales pesados. Algunas características del biochar destacables en este sentido son su elevado contenido en carbono orgánico (generalmente ≥ 50%), su alta porosidad, elevado pH debido a la presencia de iones básicos procedentes de las cenizas, su gran capacidad de retención hídrica, capacidad de intercambio

catiónico y su aromaticidad (De la Rosa y col., 2014). Por otra parte, el biochar se suele mostrar como una enmienda orgánica o componente de sustrato agronómicamente eficaz, reforzándose su eficacia cuando es utilizado simultáneamente con compost (Álvarez y col., 2017, 2018), por lo que la utilización conjunta de estos dos materiales resulta doblemente justificada.

El objetivo del presente estudio ha sido evaluar las modificaciones producidas por dos tipos de biochar, un compost y mezclas de biochar y compost, en la especiación de metales pesados mediante el método modificado de extracción secuencial del BCR (Raurer y col., 2001). Para ello, se incubó el suelo del huerto urbano de Miraflores (Sevilla), moderadamente contaminado, con diferentes proporciones de los productos mencionados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Suelo: El suelo utilizado en este ensayo fue tomado del horizonte superficial (25 cm) de una parcela del huerto urbano del parque de Miraflores en Sevilla. Se trata de un suelo moderadamente calizo, de textura Franco-Arcillo-Arenosa y rico en materia orgánica. Se usó tamizado por 1 mm.

Biochars: Se han empleado dos biochar: uno procedente de madera (BW) y otro de lodos de depuradora (BB). Ambos han sido producidos en un reactor de pirolisis de la empresa Pyreg (Suiza). La pirolisis se realizó a 500ºC durante 20 minutos. El biochar BW se empleó con un tamaño de partícula de 1-2 mm y se usó lavado para evitar el efecto sobre el pH. El biochar BB tenía un tamaño de partícula menor de 1 mm.

Compost: El compost empleado procede de la mezcla de lodos de depuradora y restos de poda en proporción 1:1 (v/v) que se sometió a compostaje, desde noviembre de 2014 hasta abril de 2015. Los lodos provenían de la EDAR de Jdaida (Túnez ciudad) y habían sido sometidos a estabilización aeróbica y un tratamiento en lechos de secado. Los restos de poda se formaron a partir de recortes de hierba y hojas de árboles recogidos en el campo del centro de entrenamiento agronómico de Sidi Thabet (Túnez). Se usó con un tamaño de partícula de 1-2 mm

El contenido total (agua regia) de metales pesados y otras características de los materiales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores medios (expresados sms) de algunas características del suelo (S), el biochar de biosólidos (BB), el biochar de madera (BW) y el compost (C).

	pH	C %	N-Kjeld. %	P-Olsen mg kg-1	C.E. dS m-1	CaCO3 %
S	7,9	3,50	0,274	27	--	14,0
BB	6,9	18,2 ± 2,1	2,00 ± 0,4	--	814	--
BW	9,3	82,9 ± 2,3	0,09 ±0,0	--	1097	--
C	6,2	20,9 ± 1,9	1,99 ±0,0	--	1930	--
	Cd mg kg-1	**Cr mg kg-1**	**Cu mg kg-1**	**Ni mg kg-1**	**Pb mg kg-1**	**Zn mg kg-1**
S	1,74 ± 0,05	47,3 ± 2,6	253 ± 20	26,6 ± 0,4	534 ± 32	259 ± 50
BB	3,42 ± 0,11	64,2 ± 2,5	476 ± 3	60,1 ± 3,6	136 ± 1	2048 ± 2
BW	0,02 ± 0,00	21,0 ± 2,0	16,0 ± 1,0	10,0 ± 1,0	2,0 ± 0,1	49,0 ±3,0
C	0,58 ± 0,07	102,5 ± 3,2	129,4 ± 3,6	47,3 ± 0,8	34,7 ± 0,6	384,5 ±4,3

Incubación: Se ha realizado la incubación del suelo sin enmendar en vasos de 200 mL (control S0), con dos dosis 5% y 10% (p/p) de cada uno de los biochar (BB5, BB10, BW5, BW10) y del compost (C5 y C10), y también de cada biochar mezclado con el compost en esas mismas proporciones, con tres repeticiones por tratamiento. Durante la incubación se ha mantenido por pesada un contenido de humedad equivalente al 60% de la capacidad de campo del suelo y una temperatura de 25ºC.

Extracción secuencial: A los 25 días de incubación se realizó el fraccionamiento de los elementos traza de las mezclas por el método oficial del BCR modificado (Rauret y col., 2001), con medida final por ICP-OES.

Grado de contaminación: Se han usado el Factor de Contaminación Individual (FCI) calculado para cada elemento, dividiendo la suma de las tres primeras fracciones extraídas (I ligada a carbonatos, II a los óxidos de Fe y Mn, III formas oxidables) por la fracción residual (IV). Este FCI refleja el riesgo de contaminación del medio agua por un determinado contaminante. El Factor de Contaminación Global (FCG) es la suma total de los Factores de Contaminación de los elementos considerados e indica el riesgo medio potencial de afección al medio acuático y biológico (Ikem y col., 2003).

El análisis estadístico se realizó con IBM SPSS Statistics v 24, usando un nivel de p=0.05.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se muestran los contenidos de diversos elementos (referidos al suelo o la mezcla) para cada paso de la extracción secuencial de los tratamientos S0 y C5BB5. Se puede observar como el Sr aparece mayoritariamente en la fracción I (FI, ligada a carbonatos) mientras que una importante cantidad de Ba permanece como residual, indicando un origen diferente de ambos elementos. Lógicamente, el Mn se disolvió mayoritariamente en la FII (fracción reducible, ligada a óxidos de Fe y Mn). Para los elementos Cu, Ni, Pb y Zn la fracción residual es mayoritaria

Tabla 2. Contenidos medios (mg kg^{-1}) extraídos en cada paso de la extracción secuencial para los tratamientos S0 y C5BB5 a los 25 días de incubación.

Trat	Ext	Ba	Sr	Mn	Cu	Ni	Pb	Zn
S0	I	19,5	92,1	39,7	1,3	0,37	0,38	2,5
	II	41,2	27,7	237,9	2,7	0,43	7,0	16,6
	III	7,2	9,2	49,8	80,3	3,9	39,8	12,2
	IV	167,5	30,4	157,3	154,4	21,7	510,5	191,6
C5BB5	I	16,5	91,0	38,9	2,2	0,40	0,93	3,5
	II	36,3	26,9	236,1	2,7	0,37	8,9	19,0
	III	4,7	7,2	32,4	59,1	1,4	31,0	39,9
	IV	177,2	28,9	166,4	272,5	24,1	438,0	259,5

Como con los productos utilizados se incorpora al suelo cierta cantidad de metales, en la Figura I se han representado los FCI de los metales Cu, Ni, Pb y Zn (las concentraciones solubles en FI, FII y FIII de otros metales como Cd, Co, Cr resultaron indetectables o muy bajas) para todos los tratamientos. La barra acumulada es suma de los 4 FCI y sería el FCG. De modo general, los

FCI de los elementos considerados resultaron más bajos en los tratamientos con todos los productos que en el suelo control S0, aunque la dispersión de los resultados medidos no permitió observar diferencias significativas entre tratamientos, excepto en el FCG de C5BB5 que sí resultó significativamente menor que el del control S0. El descenso en FCI en los tratamientos con las mezclas obedeció tanto a la disminución de las fracciones solubles I, II y III como al aumento de la fracción residual IV. Con respecto al valor porcentual de la fracción residual, FIV, en el control S0 (Cu 43, Ni 55, Pb 61 y Zn 58%) los valores de FIV en los tratamientos con los productos considerados siempre fueron mayores (Cu de 47 a 74%, Ni de 58 a 94%, Pb de 62 a 95%, Zn de 59 a 91%). Por tanto, en general, los tratamientos tendieron a inmovilizar estos metales. Considerando los valores de FCG, las dosis más altas (10%) de los diferentes productos ensayados y sus mezclas no originaron mayor disminución respecto de S0 que las dosis más bajas (5%), lo que puede deberse a las cantidades de metal incorporadas con los propios productos.

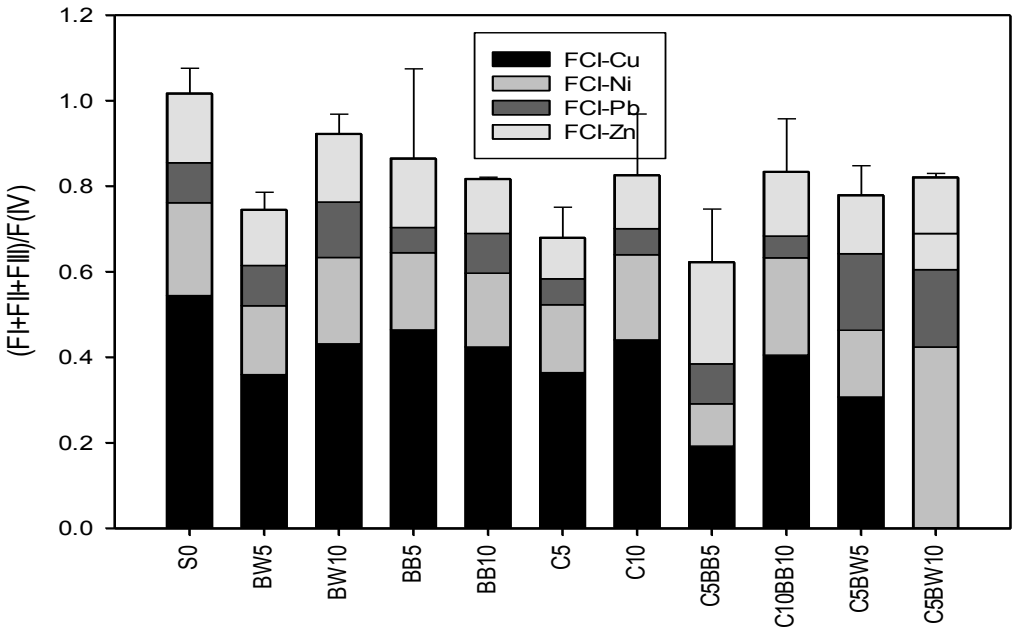


Figura 1. Factor de contaminación individual (FCI) para los elementos Cu, Ni, Pb y Zn en los diferentes tratamientos a los 25 días de incubación. La línea superior representa el error estándar de la media para el Factor de Contaminación Global (FCG, suma de loss 4 anteriores).

4. CONCLUSIONES

La mezcla de compost y biochar de biosólidos al 5% de cada producto (C5BB5) ha producido una reducción del factor de contaminación conjunto de los metales Cu, Ni, Pb y Zn de un 39% tras un corto período de contacto suelo-productos de 25 días. La mezcla de biochar de biosólidos con compost, a dosis moderadas, resultó adecuada para la recuperación de suelos moderadamente contaminados por metales pesados. Todos los otros productos y sus mezclas originaron siempre reducciones de los factores de contaminación, aunque los resultados no fueron concluyentes, debido posiblemente al carácter particulado de los biochars y del compost empleado, que puede originar mezclas relativamente heterogéneas incrementando la dispersión de los resultados. El uso de dosis superiores al 5% no produce un beneficio adicional evidente.

Es necesario comprobar si la reducción (inmovilización) observada se mantiene en intervalos de plazo más prolongados.

5. BIBLIOGRAFÍA

Álvarez J.M., Pasian C., Lal R., López R., Díaz M.J., Fernández M., 2018. Morpho-physiological plant quality when biochar and vermicompost are used as growing media replacement in urban horticulture. *Urban For. & Urban Green.* 34, 175-180.

Álvarez J.M., Pasian C., Lal R., López R., Fernández M., 2017. Vermicompost and biochar as substitutes of growing media in ornamental-plant production. *J. Appl. Hortic.* 19, 10.

de la Rosa J.M., Paneque M., Miller A.Z., Knicker H., 2014. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of Lolium perenne on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. *Sci. Total Environ.* 499, 175-184.

Hallat J., Castro A., Burgos P., López R., 2017. Contenido de metales pesados en legumbres y hortalizas procedentes de huertos urbanos. En: R. López, F. Cabrera (Eds.) *Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente*. Ed. Red Española de Compostaje, Sevilla, pp. 212-216.

Ikem A., Egiebor N.O., Nyavor K., 2003. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. *Water Air Soil Pollut.* 149, 51-75.

López R., 2014. *Beneficios ambientales de la agricultura ecológica urbana y periurbana*. Actas del II Congreso Estatal de Agricultura Ecológica Urbana y Periurbana. https://digital.csic.es/handle/10261/116301 (fecha de consulta: 24/07/2018).

Rauret G., López-Sánchez J.F., Lück D., Yli-Halla M., Muntau H., Quevauviller P., 2001. The certification of the extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in freshwater sediment following a sequential extraction procedure; BCR 701. European Commission. Bruselas.

6. AGRADECIMIENTOS

Se agradece al MINEICO, a la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) la financiación del proyecto BIOREMEC (CGL2016-76498-R).

ESTUDIO DE LA FIJACIÓN DE C EDÁFICO Y EMISIONES GEI EN CULTIVO INTENSIVO DE ENELDO (ANETHUM GRAVEOLENS) MANEJADO CON BIOFERTILIZANTES AVANZADOS

Alberto Vico[1], José Antonio Sáez[1], Raúl Castejón[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Juan Martínez-Tomé[2], Javier Andreu[3], Enrique Agulló[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], María Ángeles Bustamante[1], Alberto Sanz-Cobeña[4], Raul Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. Producción Vegetal y Microbiología, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [3]Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [4]CEIGRAM, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y Biosistemas, Universidad Politécnica de Madrid, avico@umh.es

RESUMEN: En este estudio de campo, se ha evaluado la aplicación de diferentes biofertilizantes avanzados, a una dosis normalizada de 160 kg N ha^{-1}, como compost y vermicompost en un escenario de agricultura intensiva de eneldo en el sureste Mediterráneo. En términos de rendimientos de cosecha la fertilización orgánica se mostró equiparable a la obtenida por los fertilizantes comerciales, asimismo, el impacto de los tratamientos frescos sobre la restauración del C edáfico al final del cultivo fue positivo. La aplicación de tratamientos frescos se muestra contraria a la mitigación de los gases GEI (CO_2, CH_4 y N_2O). Por lo general, los tratamientos orgánicos bioestabilizados se sitúan como una alternativa real a los sistemas intensivistas.

PALABRAS CLAVE: Stock C, DAS, CO_2, N_2O, CH_4.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo de plantas aromáticas como el eneldo está en expansión gracias a sus propiedades organolépticas y a las crecientes importaciones europeas. En 2.017 en España se calculan 13.400 ha cultivadas de plantas aromáticas, de las cuales 2.100 ha se encuentran en la región de Murcia (MAPAMA, 2018). Los sistemas de producción intensiva fertirrigados de estos cultivos están poco estudiados desde la perspectiva agroecológica y agroambiental. Debemos tener en cuenta que esta agricultura y los cambios de uso del suelo son conjuntamente responsables del 21-24% de las emisiones antropogénicas de gases GEI (Smith y col., 2014). Adicionalmente, la pérdida de recursos hídricos y de materia orgánica en los suelos de los agrosistemas mediterráneos plantean nuevos escenarios agrícolas. En esta línea, la fertilización orgánica como adecuada práctica de manejo agrícola promueve la restauración del C en el suelo y la reducción de emisiones de gases GEI como el N_2O y CH_4 sin comprometer la producción del cultivo, así como adicionalmente logra la restauración de la fertilidad orgánica del suelo. El objetivo de este trabajo ha sido la evaluación del impacto producido por diferentes estrategias de fertilización sobre la fijación de C y emisiones GEI en un escenario de producción intensiva normalizada a 160 kg N ha^{-1} de eneldo N18 (*Anethum graveolens*) en un ciclo vegetativo corto (50-80 días).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Este experimento de campo fue llevado a cabo durante 55 días en Librilla (Murcia-S N 37° 53' 16"; 37°55'01.9"N 1°17'16.8"W; 180 m.s.n). El clima en esta zona es semiárido cálido

y durante el experimento, las condiciones climáticas reportaron una temperatura media de 17,2ºC y máxima de 23ºC y 2 eventos de precipitación en los 55 días de experimento. El suelo donde se estableció el cultivo fue determinado como calcaric fluvisol (FAO, 2014) de textura arcillosa.

Se establecieron 8 tratamientos distribuidos en 3 bloques. A) Fertilizantes inorgánicos convencionales (NOLI, fertilizante convencional NPK triple 15; NPK comercial inorgánico LI-2 Nitrofoska®); B) Residuos orgánicos frescos como fertilizantes orgánicos (LO, lodo EDAR fresco y EST, estiércol explotación bovina de leche); C) 3 Fertilizantes orgánicos estabilizados (HP, compost lodo EDAR 42,2% - 57,8% hoja palmera s.m.s.; HP-2, compost lodo 42,8% - 57,2% hoja palmera s.m.s., VT vermicompost ganadero). Se estableció un tratamiento testigo sin fertilizar (B) y un control comercial fertirrigado con una dosis de fertilización equivalente de 106 UFN ha^{-1}, 60 UFP ha^{-1} y 120 UFK ha^{-1} (FERTI). El ensayo consistió en un diseño de subparcelas por triplicado, usando la variedad Eneldo N18 con una densidad de plantación de 200 plantas m^{-2} y riego por goteo (4L h^{-1}). Los tratamientos se aplicaron a una dosis normalizada de 160 kg ha^{-1} de nitrógeno total. Tras 55 días de cultivo se procedió a la cosecha, se determinó el rendimiento comercial, evolución del C orgánico del suelo para estimar el secuestro de C en la explotación, así como las emisiones acumuladas de los gases GEIs CO_2, CH_4 y N_2O utilizando metodología de Viguria y col. (2015).

Tabla 1. Características físico-químicas, químicas y biológicas de los materiales empleados como fertilizantes.

Clave tratamiento	NOLI (A)	LI-2 (A)	LO (B)	EST (B)	HP (C)	HP-2 (C)	VT (C)
Humedad (%)	–	–	77,2	76,4	51,4	34,9	27,6
pH (H_2O)	4,8	5,5	6,8	9,6	5,8	7,4	8,2
CE (dS m^{-1})	71,2	74,4	4,0	6,9	9,0	8,3	4,1
COT (g kg^{-1})	–	–	332	408	314	371	173
N total (g kg-1)	150	210	49,7	27,4	31,9	28,7	14,7
N- NO_3^- (g N kg-1)	20	99	0,04	0,03	4,66	1,20	0,92
N- NH_4^- (g N kg^{-1})	130	111	2,165	–	0,067	0,077	0,021
C/N	–	–	6,68	23,4	9,8	12,9	11,8

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Producción de biomasa y parámetros asociados

La producción de biomasa de eneldo en los tratamientos del grupo C (HP, HP-2 y VT) ha sido estadísticamente similar a la obtenida por el tratamiento fertirrigado (FERTI). Por otra parte, no se aprecian diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos excepto para el estiércol vacuno, que es menor. La capacidad de fijación de C en biomasa de los fertilizantes bioestabilizados del grupo C: VT, HP y HP-2 ha sido superior. Por el contrario, el fertilizante que mayor producción de biomasa alcanzó (FERTI) no resultó tan eficiente en fijación de C respecto a los tratamientos orgánicos.

Tabla 2. Parámetros de producción estudiados en el trabajo.

Tratamiento		Biomasa aérea (t ha^{-1}) Sobre materia fresca	Kg C ha^{-1} fijados en Biomasa
Control (B)		20,6 a	872 bc
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)		22,1 ab	906 abc
Fert. Inorgánica 21%N (LI-2)	A	22,4 abc	919 abc
Fertirrigacion (FERTI)		28,9 d	982 abc
Estiércol vacuno (EST)		20,6 a	859 a
Lodo EDAR (LO)	B	25,6 bcd	1024 abc
Vermicompost (VT)		26,2 cd	1104 c
Compost Lodo EDAR+HP 40/60 ms (HP)	C	25,8 bcd	1068 bc
Compost Lodo EDAR+HP-2 40/60 ms (HP-2)		26,3 cd	1077 bc
F-anova y significacion		*11,5****	*0,42**

3.2. Evaluación del carbono edáfico y densidad del suelo

Los fertilizantes empleados del grupo A (NOLI, LI-2 y FERTI) no han aumentado el contenido de C del suelo respecto a los controles. Por el contrario, sí repercuten positivamente los tratamientos frescos LO y EST (Grupo B) pero sólo al final del cultivo. Diferencias estadísticas se pueden apreciar en el grupo de biofertilizantes orgánicos (VT, HP y HP-2) respecto al resto de tratamientos, con un mayor incremento del stock de C edáfico al comienzo del cultivo, que se mantiene al cabo de los 55 días de ensayo. La densidad aparente de los suelos (DAS) es dependiente de la textura e inversamente proporcional al contenido de materia orgánica del mismo. Los fertilizantes inorgánicos no han mostrado diferencias significativas entre sí ni al comienzo ni al final del cultivo. Resultados muy diferentes se aprecian en los tratamientos orgánicos bioestabilizados (VT, HP y HP-2) donde se registran los valores más bajos de DAS (Figura 1), estos datos están en línea con los reportados por Tejada y González (2006) en otro estudio de evolución de las propiedades físicas del suelo a medio plazo tras la aplicación de un compost.

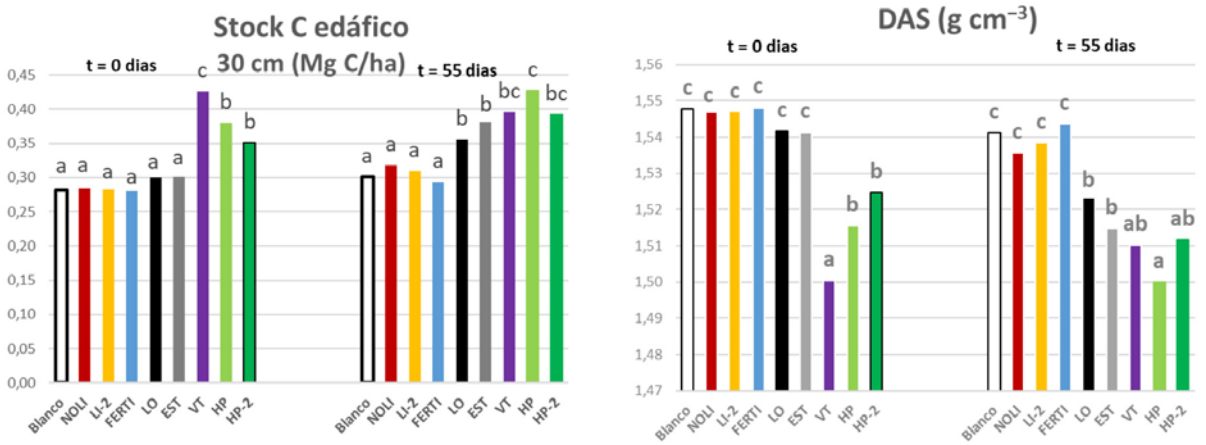


Figura 1. Stock de C edáfico y Densidad Aparente del suelo a 30 cm de cada tratamiento.

3.3. Estudio de las emisiones GEI

La emisión acumulada de CO_2 durante el experimento ha estado comprendida entre 155 kg C-CO_2 ha^{-1} para el tratamiento FERTI y 382 kg C-CO_2 ha^{-1} para el tratamiento LO (Tabla 3), que presentaba el mayor contenido en compuestos orgánicos biodegradables del tipo hidrosoluble. A partir del día 30 de ensayo, todos los tratamientos aumentaron uniformemente la emisión de CO_2 hasta el final del mismo, probablemente debido entre otros a las condiciones climáticas, así como fisiológicas del cultivo a nivel de la respiración e intercambio gaseoso del sistema radicular de las plantas de eneldo.

Los valores acumulados de emisión de CH_4, muestran que solo la emisión en las parcelas de LO es positiva (0,16 kg C-CH_4 ha^{-1}) debido a que su contenido de NH_4^+ es capaz de inhibir la oxidación de CH_4 en su competencia con la enzima metano monooxygenasa (Bodelier y Laanbroek, 2004). El resto de los tratamientos han mostrado un efecto sumidero, significativamente mayor para LI-2 y el tratamiento control (-0,11 y -0,12 kg C-CH_4 ha^{-1}, respectivamente). En la última fase del ensayo la oxidación de CH_4 en el suelo (efecto sumidero) aumentó gracias a las condiciones edafoclimáticas, que favorecían procesos metanotróficos.

Los tratamientos afectan significativamente tanto la dinámica como la emisión acumulada de N_2O, siendo mínima para FERTI (probablemente asociado a que no incorpora N en forma de amonio al contrario que el resto de fertilizantes inorgánicos) y máxima para LO (1.812 mg N-N_2O ha^{-1}) debido a la combinación de elevados contenidos de C hidrosoluble y amonio. Se observa un significativo efecto del inhibidor de la nitrificación incorporado en LI-2 en la emisión de N_2O respecto al tratamiento inorgánico tradicional NOLI, en consonancia con los resultados de Guardia y col. (2018) en múltiples escenarios agronómicos. No se observaron efectos diferenciales entre los fertilizantes tipo C, con valores bajos, estadísticamente iguales a los del control y a los emitidos por el estiércol vacuno.

Tabla 3. Emisión acumulada de gases GEI (CO_2, N_2O y CH_4) del suelo.

Tratamiento		CO_2 kg C-CO_2 ha^{-1}	CH_4 kg C-CH_4 ha^{-1}	N_2O mg N-N_2O ha^{-1}
Control (B)		227 ab	-0,12 a	89 a
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)		266 ab	-0,08 ab	318 b
Fert. Inorgánica 21%N (LI-2)	A	249 b	-0,11 a	189 a
Fertirrigadas (FERTI)		195 a	-0,04 ab	81 a
Estiércol Vacuno (EST)		326 de	0,00 ab	109 a
Lodo EDAR (LO)	B	382 f	0,16 c	1812 c
Vermicompost (VT)		349 f	0,06 bc	130 a
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	C	287 ab	-0,07 ab	120 a
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)		311 cde	-0,06 ab	131 a
F-anova		*27****	*7,7****	*336****

4. CONCLUSIONES

La producción de biomasa aérea de eneldo mediante fertilización orgánica del grupo C (VT, LO, HP y HP-2) fue equiparable a la obtenida en escenarios comerciales ensayados (fertirrigación, fertilización con inhibición de nitrificación, fertilización inorgánica clásica) y pueden ser una alternativa real en la agricultura mediterránea, especialmente en especies aromáticas. Adicionalmente estas estrategias mejoran significativamente las propiedades del suelo, a nivel de contenido de materia orgánica y reducción de la densidad aparente del suelo.

Los fertilizantes orgánicos frescos (Grupo B) y el vermicompost VT alcanzaron la emisión acumulada de CO_2 más elevada. La emisión acumulada de CH_4 fue negativa en casi todos los escenarios (efecto sumidero), a excepción LO y VT, debido a la creación de las condiciones necesarias para que se produzcan procesos de metanotrofia. Las emisiones acumuladas N_2O fueron en general bajas en la mayoría de los escenarios fertilizantes propuestos (cercanos al control). Especialmente reseñable el tratamiento LO que genera las máximas emisiones de los tres gases GEI, probablemente debido a su alto contenido en compuestos orgánicos lábiles y N amónico.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bodelier P.L.E. & Laanbroek H.J. 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. FEMS Microbiol. Ecol., 47, 265–277.

FAO, World Reference Base for Soil Resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Guardia G., Sanz-Cobena A., Sanchez-Martí L., Fuertes-Mendizábal T., González-Murua C., Álvarez J. M., Vallejo A. 2018. Urea-based fertilization strategies to reduce yield-scaled N oxides and enhance bread-making quality in a rainfed Mediterranean wheat crop. Agric., Ecosyst. Environ. 265, 421–431.

MAPAMA, 2018. Encuesta sobre superficies y rendimientos. N.I.P.O.: 013-17-120-0.

Smith P., Bustamante M.A., Ahammad H., Clark H., Dong H., Elsiddig E.A., Haberl H., Harper R., House R., Jafari M., Masera O., Mbow C., Ravindranath C.H., Rice C.W., Robledo Abad C., Romanovskaya A., Sperling F., Tubiello F., 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). En: Edenhofer y col. (Eds). Climate Change: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and USA, pp. 811–922.

Tejada M., & Gonzalez J. L. 2006. Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. CATENA, 68(1), 41–50. doi:10.1016/j.catena.2006.04.025.

Viguria M., Sanz-Cobeña A., Lopez D.M., Arriaga H., Merino M.P., 2015. Ammonia and greenhouse gases emission from impermeable covered storage and land application of cattle slurry to bare soil. Agric. Ecosyst. Environ. 199,261-271.

6. AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado dentro del proyecto Palmresource (Proyecto AGL2013-41612-R), financiado por el MINECO y los Fondos europeos de Desarrollo Regional (FEDER, “Una manera de hacer Europa”). Agradecer a la empresa Hermanos Lucas S.L. por la cesión de los terrenos utilizados en el experimento.

ESTUDIOS DE DIFERENTES SISTEMAS SUELO-ENMIENDA-MULCHING Y SU EFECTO EN LA EVAPORACIÓN DEL AGUA

Mariano Pelegrín[1], Xavier Barber[2], Javier Andréu-Rodríguez[3], Enrique Agulló[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Alberto Vico[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Raul Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España, [2]Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Universidad Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España, [3]Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España, jandreu@umh.es

RESUMEN: El cambio climático y la creciente escasez de agua para usos agrícolas en zonas áridas o semiáridas están favoreciendo la implantación de sistemas y técnicas que permitan su ahorro y su utilización efectiva. Entre estos sistemas se proponen en este estudio, el empleo de "mulch" o coberturas vegetales procedentes de biomasa residual generada en agricultura que permitiría una mejora en su gestión, retener el agua en el sistema y potencialmente disminuir la emisión de gases de efecto de invernadero asociada a su actual eliminación mediante quema. Adicionalmente queremos explorar el incremento en la capacidad de retención hídrica asociada a los aportes de materia orgánica exógena (MO). En este experimento se estudian los efectos que sobre la evaporación edáfica tiene: i) el aporte o no de mulching procedentes de biomasa residual agrícola; ii) aporte o no de una enmienda orgánica (adición de 5% de materia orgánica en forma de compost) todo ello sobre un suelo franco. Se parte de un estado inicial de suelo saturado de agua a capacidad de campo (pF = 2,5) y se ha analizado la pérdida de agua del sistema durante 110 días mediante técnicas gravimétricas usando un diseño Split-plot distribuido al azar para cada tratamiento establecido en macetas de 7,5L por sextuplicado.

PALABRAS CLAVE: mulch, *Arundo donax* L., *Phoenix dactylifera*, *Citrus sinensis* (L.) *Osback*; *Punica granatum*.

1. INTRODUCCIÓN

En el sureste de la península ibérica, la escasez de agua se ha convertido en un factor limitante en la producción agrícola, por lo que es necesario desarrollar estrategias para optimizar la eficiencia del uso del agua, siendo una de las principales prioridades evitar la pérdida por evaporación de agua desde el suelo manteniendo la humedad aportada durante más tiempo. Por otro lado, desde hace unos años la preocupación por el medioambiente, y el cambio climático está acentuando el empleo de unas buenas prácticas agrícolas que incluyen la práctica de la quema de rastrojos, poda, etc. Estos materiales no quemados pueden constituir una capa de acolchado (o mulching en inglés). El empleo de acolchados o "mulch" permite disminuir las pérdidas de agua por evaporación del suelo y de esta manera aprovechar mejor el agua disponible por la planta. En este sentido, Rico y col. (2016) demostraron que la utilización de subproductos orgánicos (hoja de palmera, paja de cereal y corteza de pino) fue efectiva para reducir la pérdida de agua en suelos franco y franco-limoso. Además el mulching de cualquier tipo (restos de poda triturados, residuos vegetales procedentes de la industria agroalimentaria, paja, serrín, estiércol, purines, compost, etc.), permite que el suelo esté protegido, tanto de la erosión (impacto de las gotas de lluvia), como de la pérdida

rápida de humedad y el aumento de la temperatura; facilitando que pueda ser refugio de microfauna y que aumente la cantidad de microorganismos y, por consiguiente la actividad biológica del suelo (Robledano, y col., 2016).

En este trabajo se emplea un suelo franco y se quiere analizar el efecto diferencial de una enmienda orgánica (5% adición de compost) y de diferentes tipos de acolchados, sobre la retención de agua en el suelo y/o la disminución de la evaporación del agua edáfica frente a sistemas no enmendados o acolchados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se ha realizado en ambiente controlado en un invernadero tipo capilla, con cubierta a dos aguas, de policarbonato en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández. Se establecieron tratamientos según el aporte (Sc) o no de enmienda orgánica (S) y tipo de mulch utilizado (5 mulch +1 testigo/blanco) con 3 repeticiones (36 macetas). En el ensayo se empleó un suelo franco (tamizado a 4 mm) de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (51,4% arena, 28,1% limo y 20,5% arcilla). Para la enmienda orgánica se usó un compost comercial (COMP) elaborado a base de lodo de depuradora y hoja de palmera como estructurante (MOT 58,6%), añadiendo 5 g compost por cada 100g de suelo, mezclándolos adecuadamente. Se ensayaron 5 tipos de mulch procedentes de residuos vegetales: tallo de *Arundo donax* (TAd); rizoma de Ad (RAd); hoja de palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) (HPd); poda de naranjo (*Citrus sinensis* (L) Osback var. navel Lane late (Pn); poda de granado (*Punica granatum*) var. Mollar (Pg) (Tabla 1). La densidad aparente de todos los mulch fue baja, especialmente HPd; los materiales son eminentemente orgánicos (MOT >90%) y la tasa potencial de mineralización resultó baja debido a las altas relaciones COT/NT, salvo para el rizoma de *Arundo donax*, que no superó el valor de COT/NT >40. Se adicionaron 2 cm de cada mulch en la superficie de cada maceta.

Tabla 1. Características de los diferentes materiales para acolchado (mulch) usados.

Propiedad	Tallo *Arundo donax* (TAd)	Rizoma *Arundo donax* (RAd)	Hoja palmera datilera (HPd)	Poda naranjo (Pn)	Poda granado (Pg)
Densidad aparente (g L^{-1})	131	111	61	173	220
pH	6,89	6,50	6,77	5,84	5,00
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	3,44	3,22	4,88	1,92	1,62
COT (%)	41,6	47,2	44,3	45,9	46,6
NT (%)	1,00	1,22	0,82	1,05	0,91
COT/NT	41,5	38,6	54,0	43,9	51,4
MOT (%)	92,9	92,7	93,4	92,8	94,8

Todas las macetas se saturaron con agua antes de aplicar el mulch, dejando percolar el sistema durante 48 horas para alcanzar las condiciones de capacidad de campo. Cada día se procedió a analizar mediante pesada las pérdidas de agua de los tratamientos y la evolución de la evaporación media acumulada en el suelo. Transcurridos 60 días se aplicó una lluvia artificial simulando un evento de lluvia de 20 Lm^{-2}. Al cabo de 110 días se detectó la nula pérdida de humedad en las macetas, ya que su peso permaneció constante durante un mínimo de 7 días, coincidiendo este periodo con el punto de marchitez donde el agua ya no está disponible para la planta. Para analizar los resultados, se ha aplicado un análisis estadístico de tipo modelo jerárquico bayesiano usando R-INLA 2018.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1, se puede observar como la pérdida de agua en los sistemas ensayados se ralentizó en función de la presencia de mulching y adicionalmente en función de la estrategia combinada de enmienda orgánica y mulching, siendo este efecto más intenso en la fase de saturación del suelo (etapa entre 0 y 60 días) y para algunos tratamientos significativo incluso a tiempo final de esta etapa. El evento de lluvia indujo efectos similares, pero más atenuados debido potencialmente a que el agua añadida permanece en contacto con el mulching en su mayoría y no interaccionaba con la matriz suelo o suelo-enmienda.

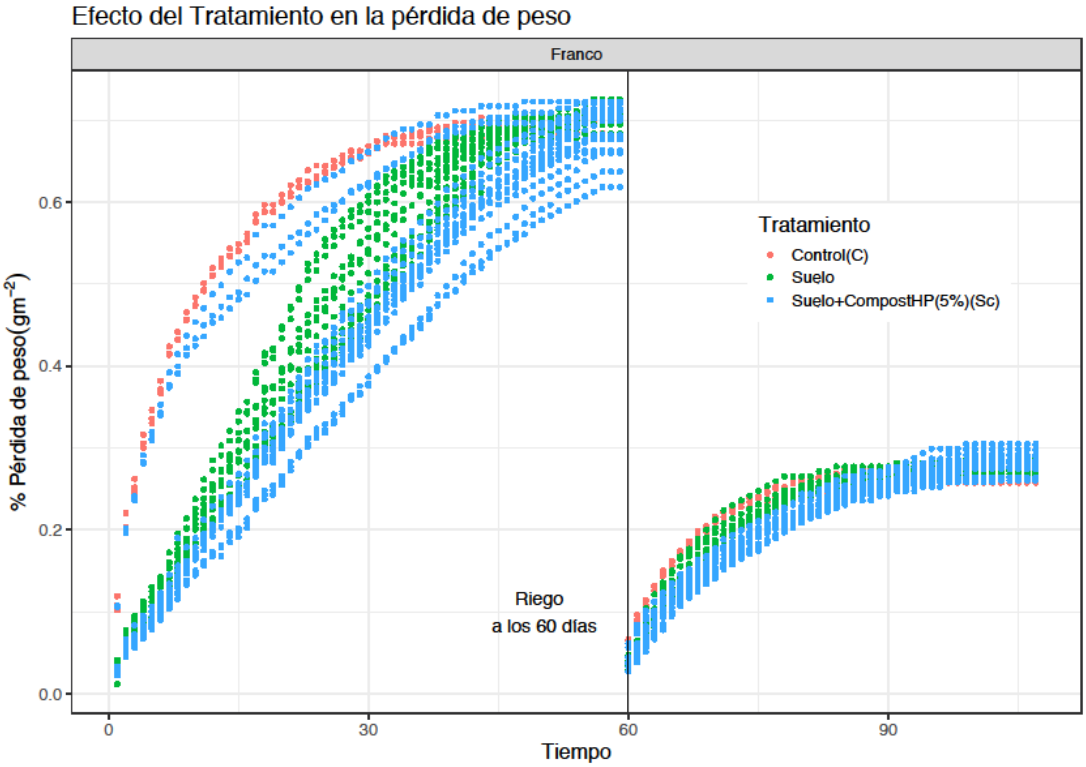
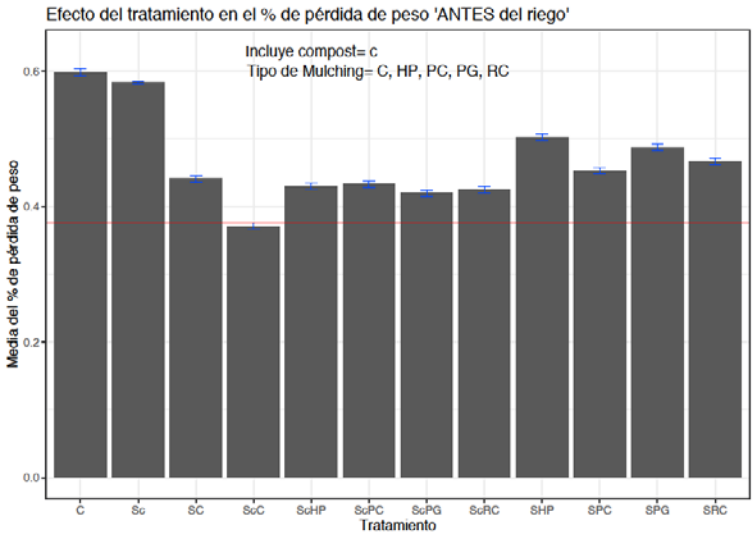


Figura 1. Agrupamiento de los tratamientos en función de la pérdida de humedad en los grupos categóricos (suelos enmendados y con mulching, Color Azul; suelos con mulching, Color Verde; suelos control, Color Rojo).

A. Periodo 0-60 días



B. Periodo 61-110 días

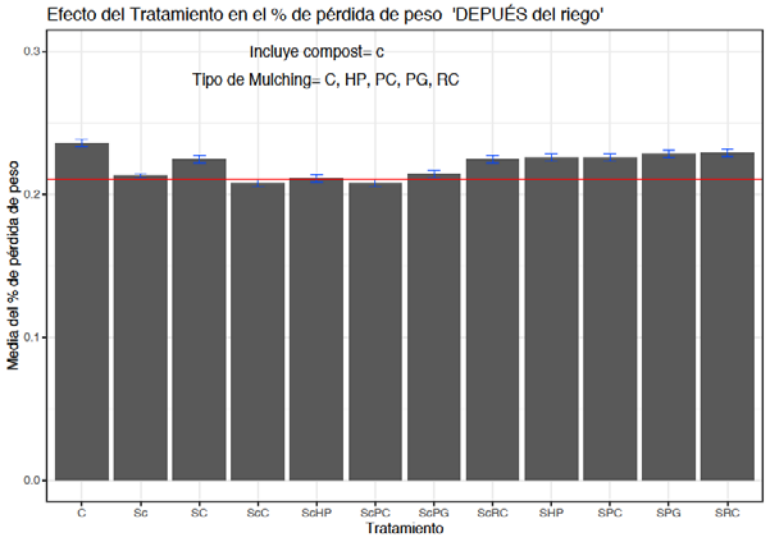


Figura 2. Pérdida de agua de los sistemas ensayados en función de la presencia de enmienda (c = suelo enmendado al 5%) o del tipo de mulch.

En la Figura 2, se muestran los resultados obtenidos en los dos periodos de estudio considerados. En la primera fase, se observa claramente que el tratamiento más eficiente fue el suelo enmendado con compost y con el mulch de *Arundo donax* (ScC), potencialmente asociado a la presencia de materiales hidrófobos que evitan o reducen los procesos de evaporación frente a otros materiales leñosos. El sistema control (C) sin incorporar ninguna estrategia de adición de materia orgánica para la conservación del agua sin embargo se situó en valores muy similares al logrado en el sistema enmendado, poniendo de manifiesto que al cabo de 60 días no existe diferencias significativas asociadas a la enmienda. Sin embargo, la mayoría de los mulching ejercieron un efecto positivo a corto plazo (2 meses) que se magnificó por la presencia de un suelo

más rico en materia orgánica. Por ello, comparando de forma pareada los tratamientos S y Sc para cada mulch, se puede observar una ralentización en la liberación-evaporación del agua en los medios enmendados. Rico y col (2016) en un estudio sistemático del efecto de pinaza, paja de cereal y hoja de palmera sobre el secado de suelos obtuvo mayor eficiencia para la hoja de palmera, aunque la evaporación en los dos suelos ensayados (franco y franco limoso) fue más intensa que en nuestro ensayo.

Para el segundo periodo de estudio, después del evento de lluvia, las pérdidas de peso fueron muchos menores, como consecuencia de que el contenido absoluto de agua fue mucho más bajo (figura 2B). Adicionalmente, las diferencias obtenidas fueron menores y menos significativas que las obtenidas con el suelo de partida a capacidad de campo, aunque en este caso existieron diferencias asociadas principalmente a la presencia de enmienda orgánica frente a los no enmendados que las asociadas al tipo de mulch empleado.

4. CONCLUSIONES

Aunque se trata de un estudio preliminar respecto a la capacidad de mejora del estado hídrico del suelo, podemos concluir que la existencia de un contenido basal de materia orgánica genera una menor evaporación en los suelos. El uso de mulch mejora de forma general la retención del agua en el suelo, existiendo pocas diferencias asociadas al material usado en el presente experimento, aunque parece ser más eficiente el obtenido a partir de la caña (*Arundo donax),* especie invasiva de los ríos mediterráneos frente a podas de especies leñosas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Rico Hernández J., Navarro-Pedreño J., Gómez I., 2016. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Spanish Journal Soil Science*. 6(2), 133-144.

Robledano Aymerich F., Romero Díaz A., Belmonte Serrato F., Fernández Carrillo M.A., Martínez Hernández C., Sánchez Martín M., Zapata Pérez V.M., 2016. Consecuencias del abandono de cultivos en la Región de Murcia y recomendaciones de gestión. En: A. Romero Díaz (Coord.) *Abandono de cultivos en la Región de Murcia. Consecuencias Ecogeomorfológicas*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia p. 227-263.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado dentro del marco del proyecto “Desarrollo de nuevos recursos y bioproductos basados en residuos de especies palmáceas orientados al secuestro de carbono y estrategias de mitigación, Palmresource” (Proyecto AGL2013-41612-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y los Fondos europeos de Desarrollo Regional (FEDER, “Una manera de hacer Europa”).

EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES FISICO-QUIMICAS DE MEZCLAS DE SUSTRATOS ORGÁNICOS SEGÚN EL TIEMPO DE USO EN CULTIVO

Francisco Urrutia Contreras[1], José Luis Ruiz[2], María del Carmen Salas Sanjuán[3].

[1]Doctorado en Agricultura protegida, fraurrutia@hotmail.com, [2]Doctorado en Agricultura protegida, jl.ruizz@hotmail.com, [3]Departamento de Agronomía, Universidad de Almería España, csalas@ual.es

RESUMEN: La norma de producción ecológica américana[1] permite realizar cultivos en sustrato en contenedor lo que supone obtener productos con un mayor valor añadido. Para poder producir en contenedor con sustratos orgánicos, son necesarios materiales que tengan unas propiedades físico-químicas adecuadas y estables en el tiempo, y que sirvan como fuente de nutrientes. Por ello es frecuente el uso como sustrato de materiales provenientes de residuos de sistemas agrícolas compostados o vermicompostados. Aunque la mayoría de las referencias recomiendan un 10-20% de compost o vermicompost del volumen total de mezcla[2], no siempre es suficiente para cubrir la necesidad nutricional de un cultivo. El aumento de la proporción de estos materiales ayudaría a mejorar la disponibilidad de nutrientes, pero no siempre a mejorar las propiedades físico-químicas. El objetivo del trabajo es valorar la evolución de las propiedades físico-químicas de diferentes mezclas de sustratos según el tiempo de uso en cultivo (2 ciclos), y así poder seleccionar la mezcla idónea que asegure las condiciones óptimas para el desarrollo y producción de un cultivo. Para ello se realizaron 3 experimentos con 2 tratamientos cada uno según el tipo de sustrato empleado, manteniendo fija la proporción de vermicompost (20%, 40%, 60% en volumen respecto al total) y completando con otros sustratos (Fibra de coco, turba, perlita). Para evaluar el efecto del uso de los sustratos se realizaron dos cultivos de tomate en contenedor en invernadero (Almería), analizando los sustratos antes de su puesta en cultivo al finalizar los mismos. Los resultados indican que las propiedades físico-químicas evolucionan de forma más adecuada en la mezcla de sustratos 20% vermicompost, 45% fibra de coco, 25% turba y 10% perlita, y se obtiene una mayor producción.

PALABRAS CLAVE: Vermicompost, producción ecológica, contenedor, disponibilidad nutrientes.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad los consumidores exigen alimentos libres de agroquímicos y con alto valor nutricional para lo que la producción ecológica se convierte en una opción. A su vez, los cultivos sin suelo permiten producir fuera del suelo natural y así obtener producciones más controladas. Para ello se buscan materiales orgánicos como sustrato de cultivo. Son numerosos los materiales de origen orgánico disponibles como alternativa a los materiales sintéticos, entre los cuales está la mezcla de vermicompost con materiales inertes (Castillo y col., 2000; Hashemimajd y col., 2004). El vermicompost además de contener una elevada carga enzimática y bacteriana que incrementa la solubilidad de los elementos nutritivos, evita que éstos sean lixiviados con el agua de riego manteniéndolos disponibles por más tiempos en el medio radical (Atiyeh y col., 2002; McGinnis y col., 2004; Hashemimajd y col., 2004). Sin embargo, las propiedades físico-químicas de los sustratos orgánicos no siempre son las ideales para ser utilizados como sustrato en cultivo, siendo aún más difícil prever la evolución de las mismas con el uso en los sucesivos cultivos. En este trabajo partimos de las ventajas del uso de vermicompost como componente del sustrato que proporciona nutrientes al cultivo, aunque el uso vermicompost solo no permite conseguir las propiedades físicas óptimas para el cultivo en

contenedor (Fornes y col., 2012). La búsqueda de mezclas con otros materiales permitiría mejorar las propiedades físicas en donde se consideran como niveles óptimos en porcentaje en volumen para un sustrato en cultivo sin suelo: Capacidad de aireación (CA: 20-30%), Agua fácilmente disponible (AFD: 20-30%), Porosidad (> 85%) según De Boodt (1974, 1975). Este trabajo se basa en la hipótesis de que una mejora en las propiedades físicas con respecto al equilibrio aire-agua del sustrato nos aseguraría una mejora en la actividad microbiana y consecuentemente una mayor disponibilidad de nutrientes (Guerra y col., 2018), pudiendo conseguir un mayor rendimiento del cultivo. En este trabajo se realizaron tres experimentos con 2 tipos de sustratos cada uno con el mismo porcentaje de vermicompost (20, 40, 60% en volumen con respecto al total) (Tabla 1) pero con variaciones en las proporciones de otros materiales que contribuyan a mejorar las propiedades físicas (Fibra de coco, turba, perlita) y la estabilidad de las mismas con el uso. El objetivo es conocer la evolución de las propiedades físico-químicas y biológicas de las mezclas de sustratos orgánicos según el tiempo de uso, y su efecto sobre la producción de dos cultivos de tomate.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la finca experimental UAL-ANECOP en Almería en un invernadero multi-tunel, se trasplantó en octubre de 2016 y 2017, tomate cv. Caniles a 1,5 plantas m^{-2} en contenedores de 27L de sustrato. Se utilizó un sistema de riego por goteo controlado por sensores dieléctricos según el porcentaje de humedad y conductividad eléctrica (C.E.) de cada mezcla de sustrato (Agro sistemas del sur, 2017). Como componente principal del programa de nutrición se empleó té de vermicompost. Se cuantificó la producción precoz y total (Kg m^{-2}). También se realizó la caracterización física de las mezclas empleadas para los experimentos antes de su puesta en cultivo (sustrato nuevo) y al final de los 2 cultivos de tomate. Las características físicas analizadas fueron: AFD (% v:v) y CA (%v:v) utilizando la metodología (UNE-EN 13041:2012), descrita por De Boodt (1974) La metodología utilizada para la determinación de la materia orgánica es el método UNE-EN 13039:2012. Se determinó la actividad microbiológica de las mezclas de sustrato a través de la actividad bioquímica total del sustrato la cual está constituida por una serie de reacciones catalizadoras dadas por diferentes enzimas (Skujins, 1967). Por ello se determinó la actividad enzimática: Deshidrogenasa (Casida, 1977), Fosfatasa (Tabatabai y col., 1969), y β-Glucosidasa (Tabatabai, 1982) de todas las mezclas de sustrato.

Tabla 1. Tratamientos incluidos en cada experimento dependiendo de la proporción (% en vol.) de diferentes materiales empleados en la mezcla de sustratos.

Experimento	Tratamiento (% v:v de sustrato)	Vermicompost	Fibra coco	Turba	Perlita
1	20V[1]80F[2]	20	80	0	0
	20V80M[3]	20	45	25	10
2	40V60F	40	60	0	0
	40V60M	40	35	15	10
3	60V40F	60	40	0	0
	60V40M	60	25	5	10

[1]V – Vermicompost, [2]F- Fibra de coco, [3]M (Fibra de coco-Turba-Perlita).

Se establecieron 3 experimentos con 2 tratamientos cada uno (Tabla 1) según la proporción de mezcla y tipo de material incorporado al vermicompost, empleado como material base de la

mezcla. Cada tratamiento dispone de 4 repeticiones, y cada repetición está compuesta por tres contenedores (1 planta/contenedor). En cada experimento formado por dos tratamientos cada uno se realizó una comparación de medias mediante la t de Student.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 2. Producción precoz y total (kg m^{-2}) de un cultivo de tomate en función de las mezclas de sustratos empleadas como medio de cultivo en cada experimento.

Experimento	Tratamiento	Producción Primer ciclo (kg m^{-2})		Producción Segundo ciclo (kg m^{-2})	
		Precoz	Total	Precoz	Total
1	20V80F	4,11 b	6,99 b	4,19 b	7,66 b
	20V80M	5,99 a	9,83 a	5,88 a	10,15 a
2	40V60F	5,32 a	9,01 a	5,63 a	10,04 a
	40V60M	5,30 a	9,04 a	4,24 b	9,45 a
3	60V40F	5,45 a	9,11 a	4,19 a	7,45 a
	60V40M	5,37 a	9,29 a	4,57 a	7,71 a

Valores seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos dentro de cada experimento. V – Vermicompost, F- Fibra de coco, M (Fibra de coco-Turba-Perlita).

Según los resultados existen diferencias estadísticamente significativas al 95% para la producción total y precoz del experimento 1 (Tabla 2). Los valores mayores de producción se obtienen cuando se incorpora al vermicompost y fibra de coco, turba y perlita (20V80M). Sin embargo, cuando las proporciones de vermicompost son mayores (40 y 60% del volumen total) no se aprecian mejoras en la producción al incorporar perlita y turba. La adición de componentes orgánicos a los sustratos ayuda a mejorar sus propiedades físicas y químicas, tales como capacidad de retención de agua, porosidad, disminución de peso húmedo y capacidad de intercambio catiónico (Ansorena, 1994). Para un sustrato utilizado en contenedor el valor óptimo recomendado para AFD y CA oscila en ambos casos entre el 20 y el 30% en volumen (Abad y col., 1993). Con respecto a la CA medida en los sustratos antes de poner en cultivo, destacan las diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en los 3 experimentos con valores mayores cuando se incorpora a la mezcla perlita y turba (Tabla 3). En todos los casos están dentro de los valores recomendados. Sin embargo, una vez realizados dos cultivos en el mismo sustrato las propiedades físicas de todos ellos disminuyen, notablemente en las compuestas por solo V y F, y en menor medida y manteniéndose dentro de los valores recomendados cuando la mezcla lleva perlita y turba. Siguiendo la clasificación de sustratos por clases, las mezclas presentan diferencias estadísticamente significativas, pero se adecúan al rango propuesto por Verdonck y col. (1984). De igual manera para el AFD destacan las diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de los 3 experimentos con los mayores valores cuando se incluye perlita y turba en la mezcla. Aunque todos los tratamientos se acercan al nivel mínimo propuesto por Abad

(1995) quien recomienda un AFD de 20-30%, y están dentro de la relación optima de clasificación de los sustratos según Verdonck y De Boodt (1984). La evolución de un sustrato se ve reflejado en los cambios en las propiedades físicas y químicas, pudiendo observar que después de su uso (2 cultivos), CA, AFD, y MO disminuyen a excepción de la porosidad que aumenta. Según Riviere (2001), el contenido aire-agua de un sustrato es influenciado por la descomposición de la materia orgánica, ocurriendo una reducción de la CA y el AFD (Tabla 3). El cultivo de tomate obtiene una mayor producción cuando la mezcla de sustrato está formada por 20% vermicompost y el 80% restante incorpora fibra de coco (45%), turba (25%) y perlita (10%). La incorporación a la mezcla de vermicompost y fibra de coco, de turba y perlita mejora las producciones como resultado de un mantenimiento de las propiedades físicas con el uso en sucesivos cultivos en valores considerados óptimos.

Tabla 3. Valores medios de Capacidad de aireación (CA), Agua fácilmente disponible (AFD) Materia orgánica (MO) y Porosidad en función de la proporción de mezcla de sustrato.

Sustrato	Experimento	Tratamiento	CA (%v:v)	AFD (%v:v)	MO (%v:v)	Porosidad (%v:v)
Sustrato nuevo (antes del cultivo)	1	20V80F	32,15 b	26,65 b	35,15 a	86,52 b
		20V80M	34,28 a	29,71 a	31,87 b	88,15 a
	2	40V60F	28,85 b	24,72 b	27,88 a	82,85 b
		40V60M	33,07 a	27,15 a	24,62 b	83,65 a
	3	60V40F	25,07 b	20,37 b	20,07 b	78,07 b
		60V40M	28,07 a	24,50 a	23,85 a	81,15 a
Después de dos cultivos de tomate	1	20V80F	17,50 b	22,05 b	37,50 a	92,55 a
		20V80M	28,40 a	28,75 a	26,00 b	85,40 b
	2	40V60F	18,17 b	21,83 b	27,70 a	83,82 b
		40V60M	25,62 a	28,40 a	24,00 b	84,95 a
	3	60V40F	19,62 b	23,80 b	22,00 b	81,12 b
		60V40M	27,55 a	24,10 a	38,10 a	86,25 a

Valores seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos dentro de cada experimento. V – Vermicompost, F- Fibra de coco, M (Fibra de coco-Turba-Perlita).

En los análisis de la actividad microbiológica (actividad enzimática) (Tabla 4) destaca que está relacionada con la mejora en las propiedades físicas de los sustratos. En el Exp. 1 en el tratamiento 20V80M los valores para deshidrogenasa, fosfatasa y glucosidasa son significativamente mayores a los de 20V80F, mezcla con solo vermicompost y fibra de coco. En el Exp. 2, la mezcla 40V60M obtiene valores mayores estadísticamente significativos para Deshidrogenasa, y para 40V60F los

mayores estadísticamente de fosfatasa y glucosidasa. Y en Exp. 3, solo se aprecian diferencias estadísticamente significativas en 60V40M para fosfatasa. Cuanto mayor es el porcentaje de vermicompost en la mezcla menor es el efecto de mejora al incorporar perlita y turba a la mezcla. Esta es la razón por la cual se relaciona su actividad con la liberación de nutrientes inorgánicos procedentes de la materia orgánica (Dick y Tabatabai, 1993; Coyne, 2000; Li y col., 2008).

Tabla 4. Actividad microbiológica en función del tipo de mezcla de sustrato a final del segundo ciclo de tomate.

Experimento	Tratamiento	Deshidrogenasa (PNF g^{-1})	Fosfatasa (PNF g^{-1})	Glucosidasa (PNF g^{-1})
1	20V80F	78 b	1739 b	708 b
	20V80M	347 a	3100 a	1008 a
2	40V60F	276 b	5285 a	733 a
	40V60M	388 a	4332 a	600 b
3	60V40F	296 a	4459 b	731 a
	60V40M	267 a	5887 a	932 a

Valores seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre tratamientos dentro de cada experimento. V – Vermicompost, F- Fibra de coco, M (Fibra de coco-Turba-Perlita).

4. CONCLUSIONES

Disminuir las proporciones de vermicompost y fibra de coco en la mezcla mediante la incorporación de perlita y turba mejora las propiedades físicas de las mismas, y consecuentemente la actividad microbiana que facilita la mineralización de nutrientes, al participar las enzimas en la transformación de compuestos orgánicos complejos a sustancias asimilables por las plantas. Las propiedades físicas están dentro de los valores recomendados para sustratos después de dos ciclos de cultivo al incorporar turba y perlita a la mezcla. Mediante estas mezclas se consigue aumentar la vida útil de las mezclas orgánicas empleadas como sustrato más de 2 años.

5. BIBLIOGRAFÍA

Abad M., Martínez, P.F., Martínez, M.D., Martínez, J., 1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas Hort.* 11:141-154.

Ansorena J., 1994. Sustratos. Propiedades y Caracterización. Mundi-Prensa. Madrid, España. 172 pp.

Atiyeh R., Leem S., Edwards C., Arancon N., Metzger J., 2002. The influence of humic acids derived from aerthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technol.* 84: 7-14.

Castillo E. A., Quarin H. S., Iglesias C. M., 2000. Caracterización química y física de composta de lombrices elaboradas a partir de residuos orgánicos puros y combinados. *Agricultura Téc. (Chile)* 60: 74-79.

Coyne M., 2000. Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio. (1ªed.). Madrid-España: Ed. Paraninfo.

Dick W.A., Tabatabai M.A., 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. En: “Soil Microbial Ecology”. Ed. Blaine, F. Marcel Dekker. New York, EEUU.

Guerra P.A., Salas M.C., López M.J. 2018. Evaluation of physicochemical properties and enzymatic activity of organic substrates during four crop cycles in soilless containers. *Food Sci Nutr.*; 1–13.

Li X., Kong D., Tan H., 2008. Changes in soil and vegetation following stabilization of dunes in thesoutheastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 300, 221-231.

De Boodt M., Verdonck O., Cappaert I., 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Hort*. 37:2054-2062.

Fornes F., Mendoza D., Belda R.M., 2012. Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bioresource Technol.* 118: 296–305.

Pardossi A., Incrocci L., Salas M.C., Gianquinto G., 2017. Managing mineral nutrition in soilless culture, In: Orsini F., Dubbeling M., de Zeeuw., Gianquinto G. (eds) Rooftop Urban Agriculture. Urban Agriculture, eds. Springer, Cham pp 147-166.

Rivière L., Caro, J., 2001. Research in substrates: state of the art and need for the coming 10 years. *Acta Hort*. 548: 29-37.

Tabatabai, M.A., 1982. Soil enzyme. En: Page, A.L. (ed.). Methods of Soil Analysis, Part 2. American Society of Agromony, Madison, WI, EE.UU, pp. 903-948.

Tabatabai M.A., Bremmer J.M., 1969. Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*1: 301-307.

USDA, 2018. U.S. Department of Agriculture. https://www.usda.gov/topics/organic. Consultada sept. 2018.

INFLUENCIA DE DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN SOBRE EL CONTENIDO DE NUTRIENTES Y ACTIVIDADES DE VALOR AÑADIDO EN ESPINACA (*Spinacia oleracia*)

Alberto Vico[1], José Antonio Sáez[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Mariano Pelegrín, Encarnación Martínez-Sabater[1], Juan Martínez-Tomé[2], Javier Andreu[3], Enrique Agulló[1], María Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. Producción Vegetal y Microbiología, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [3]Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), avico@umh.es

RESUMEN: En el presente trabajo se ha realizado un estudio comparativo del potencial efecto que diferentes escenarios de fertilización (orgánica e inorgánica, incluyendo abonos NPK con y sin liberación lenta) tienen en el contenido nutricional, el contenido de nitrato en hoja y algunas actividades antioxidantes de interés en un cultivo de espinaca (*Spinacia oleracia*).

PALABRAS CLAVE: NO_3^-, NPK, GAE, FRAP, TEAC.

1. INTRODUCCIÓN

La sociedad de consumo está mostrando un creciente interés por disponer de alimentos sanos y funcionales que incorporen propiedades de alto valor añadido. Las hojas de espinaca contienen importantes sustancias bioactivas como compuestos fenólicos, carotenoides, aminoácidos, etc. La presencia de nitrato (NO_3^-) en tejidos de cultivos hortícolas de hoja puede inducir importantes problemas de salud debido al efecto de la conversión de NO_3^- de origen vegetal en nitrito productor de metahemoglobina (NO_2^-) después de ser ingerido. En el caso particular de la espinaca, el límite establecido en la Comisión de la UE es de <3.500 mg NO_3^- kg^{-1} f.w (EFSA, 2008). Es esencial encontrar un equilibrio entre unas prácticas agronómicas que garanticen la sostenibilidad ambiental de los sistemas de cultivo, menores contenidos de nitratos en las partes comestibles y la mejora en el contenido de nutrientes y propiedades de valor añadido de los cultivos de hortalizas. En este trabajo se ha estudiado el efecto producido por diferentes estrategias de fertilización en espinaca sobre 1) la riqueza nutricional; 2) contenido de nitratos en hoja; 3) actividades de alto valor añadido como contenido fenólico total (GAE), capacidad antirradicalaria (TEAC) y capacidad de potencial antioxidante global (FRAP); aplicados en un escenario de fertilización normalizada de 150 kg N ha^{-1}.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El siguiente trabajo de campo se realizó en Librilla (Murcia) sobre un suelo calcaric fluvisol (FAO, 2014) de textura franco arcillosa (en %, 26,9 ± 1.5 arena, 36,8 ± 2,0 limo y 36,3 ± 2,3 arcilla). Las principales características de la capa superior de 0-30 cm de suelo son: color 10YR 7/3 marrón claro; carbono orgánico del suelo (COS) 0,59 ± 0,02%; carbonato total equivalente 46,8 ± 0,8%; carbonato activo 17,3 ± 0,8%; N total 0,077 ± 0,002%; N-NO_3^- 45 ± 2 mg kg^{-1}; pH, 8,37 \ pm 0,05; Conductividad eléctrica (CE), 0,47 ± 0,02 dS m^{-1}; densidad aparente, 1,44 ± 0,05 kg m^{-3}, ca-

pacidad de intercambio de cationes 13,9 ± 0,2 meq $100g^{-1}$, y 301 g kg^{-1} de capacidad de retención de agua. Se aplicaron 5 tratamientos de fertilización (0-10 cm de profundidad): fertilizantes inorgánicos; NOLI, fertilizante NPK FU 15-15-15 y LI-1, fertilizante de liberación controlada DMPP; fertilizantes orgánicos AD, compost binario Lodo + *Arundo donax* L. 30/70 ms y PV, vermicompost pellets; y un fertilizante orgánico-mineral Venus Bitop de Medifer ©; establecidos en un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones y parcelas control sin tratamiento. La tasa de aplicación de N en el cultivo se normalizó a 150 kg de N ha^{-1} total. Se cultivó espinaca (*Spinacia oleracia*, var Shrike RZ F1 con resistencia a *Peronospora farinose* f.sp. *Spinaciae*) mediante siembra mecánica. El cultivo tuvo una duración total de 61 días con una densidad de plantación del cultivo fue de 150.000 plantas ha^{-1} irrigadas por gotero (4 L h^{-1}). En este trabajo se ha analizado el efecto diferencial sobre aspectos de contenido nutricional de la planta, contenido de nitrato en hoja, así como la determinación de propiedades de valor añadido como actividades antioxidantes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Biomasa producida y contenido de nitratos en hoja

Los fertilizantes orgánicos COM y PV (47,8 y 46,7 t ha^{-1} m.f.) alcanzaron las producciones más altas y la parcela sin fertilizante (B) mostró los valores más bajos (32,2 t ha^{-1}), aunque con valores estadísticamente similares a los resultados obtenidos por NOLI, Li-1 y AD, pudiendo ser debido a un exceso de fertilización residual en la parcela usada. El tratamiento con vermicompost pelletizado (PV) obtuvo mejor resultado en rendimiento que aquellos considerados como fertilizantes de liberación lenta. En términos generales, la enmienda realizada con compost AD produjo el equivalente de biomasa fresca de los tratamientos inorgánicos utilizados gracias a su contribución de materia orgánica estabilizada, a su riqueza de nutrientes y a la liberación secuencial de los mismos.

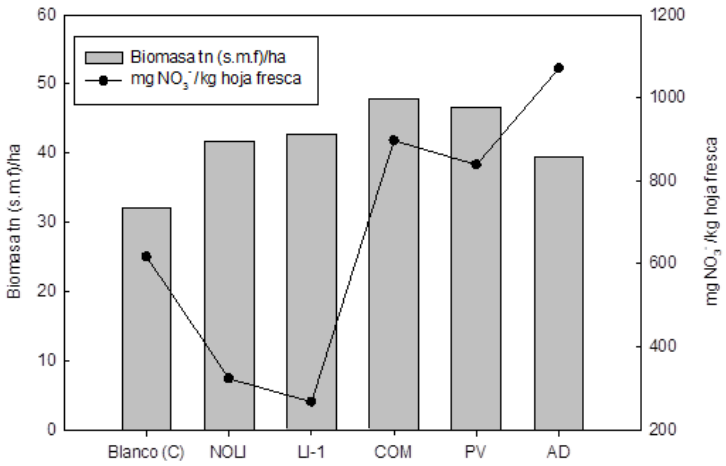


Figura 1. Biomasa frente a contenido de nitratos en hoja.

Las cantidades de NO_3^- en hoja para todos los tratamientos están muy por debajo de la legislación vigente y son aptas para el consumo humano. Los biofertilizantes orgánicos avanzados mostraron los niveles más altos de nitratos en hoja (AD 1071; COM 897; PV 839, expresados como mg NO_3^-/kg m.f.); esto se puede deber a la particular composición de sus formas nitrogenadas y la elevada madurez AD y PV. Los fertilizantes inorgánicos muestran comportamientos diferentes en

campo respecto a los fertilizantes orgánicos, con bajas concentraciones de NO_3^- en hoja (NOLI 323; LI-1 267 expresados como mg NO_3 kg^{-1} m.f.), probablemente debido a los mecanismos para liberar N lentamente y/o inhibir la nitrificación gracias al sistema DMPP.

3.2. Extracción de NPK y Na del cultivo

Los distintos fertilizantes utilizados muestran diferentes extracciones en la parte aérea de las plantas que indican la eficiencia de los fertilizantes durante el ciclo de vida de la espinaca. El suministro de nitrógeno fue máximo donde se usó el fertilizante PV y COM (159 y 151 kg N ha^{-1}**)**. Para P, los valores más bajos de extracción se observaron en la parcela Control (9, 4 kg P ha^{-1}) y los máximos en el tratamiento PV (16, 7 kg P ha^{-1}). La extracción más alta de potasio en hojas se dio en el tratamiento PV (308 kg K ha^{-1}); por el contrario, la menor extracción de K (149 kg K ha^{-1}) de las plantas se produjo en la parcela control (C). Goswami y colaboradores (2017) concluyeron que las aplicaciones de vermicompost se muestran como una fuente eficiente de formas disponibles de P y K y también como un mejorador de su disponibilidad del suelo. El compost AD (80 kg Na ha^{-1}) fue el tratamiento que menos Na aportó a la planta mientras que no se observan diferencias estadísticas para las máximas extracciones de Na en el cultivo. En general, el material vermicompostado PV se ha mostrado más eficiente que los tratamientos inorgánicos estudiados en la extracción combinada de NPK.

Tabla 1. Extracción de NPK y Na por el cultivo en función de los tratamientos.

Tratamiento	**Extracción N P K Na**			
	(kg N ha^{-1})	**(kg P ha^{-1})**	**(kg K ha^{-1})**	**(kg Na ha^{-1})**
Blanco (B)	95 a	9,4 a	149 a	78 a
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	117 b	10,6 ab	234 bc	83 b
Fert. Inorgánica Lib. lenta Nutricote (LI-1)	122 b	12,7 bc	256 c	101 b
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	151 c	14,9 cd	256 c	111 b
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	159 c	16,7 d	308 d	102 b
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	114 b	12,7 bc	207 b	80 a
F-anova y significación	*51****	*20.8****	*26,2****	*9,2****

3.3. Propiedades de alto valor añadido, capacidad antioxidante y compuestos fenólicos

Se han estudiado distintas propiedades de alto valor añadido como el contenido fenólico total (GAE), la capacidad antirradical (TEAC) y capacidad de potencial antioxidante (FRAP). El compost AD ha mostrado los valores de GAE (0,99 g GAE/100g ms) y TEAC (6,3 mmoles de eq trolox/100g ms) más elevados, y parece apreciarse una correlación negativa respecto al contenido de NPK extraídos por la planta (Tabla 1), no así para los tratamientos fertilizantes inorgánicos en los que puede estimarse que la correlación es positiva y podría estar relacionada con una respuesta fisiológica de la planta a condiciones ambientales más estresantes o a un déficit de absorción de minerales (Sofo y col., 2016).

En general, la capacidad antioxidante de las espinacas FRAP se muestra más elevada en los tratamientos orgánicos aplicados (COM y PV) que en los fertilizantes inorgánicos estudiados (Tabla 2), reportando rangos máximos el fertilizante COM (1,94 moles de $FeSO_4$/100g ms) y mínimos en la parcela control (B) sin fertilización (1,47 moles de FeSO4/100g ms); estos resultados sugieren que plantas con un contenido nutricional (extracción NPK, Tabla 1) sano manifiestan una respuesta adaptativa aún no especificada.

Tabla 2. Capacidad antioxidante y compuestos fenólicos de las espinacas.

Tratamientos	GAE g GAE/100g ms	TEAC mmoles eq trolox/100g ms	FRAP mmoles $FeSO_4$/100g ms
Blanco (B)	0,83cd	4,3b	1,47abc
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	0,72ab	3,3a	1,69cdef
Fert. Inorgánica Lib. lenta Nutricote (LI-1)	0,77abc	3,6a	1,73cdef
Fert organo-mineral Venus Bitop (COM)	0,80cd	5,1cd	1,94f
Vermicompost comercial pelletizado (PV)	0,90d	5,0bc	1,79def
Compost Lodo+AD 30/70 ms (AD)	0,99e	6,3e	1,65cde
F-anova y significación	12,6***	41,1***	8,5***

4. CONCLUSIONES

Los biofertilizantes utilizados de naturaleza orgánica generan mayor producción de biomasa respecto al fertilizante tradicional NPK triple 15 y al fertilizante de lenta liberación LI-1. Con el uso de estos biofertilizantes el contenido de NO_3^- en hoja ha sido superior, sin embargo, están lejos de las restricciones legales para su consumo. Las actividades de valor añadido aportadas por los biofertilizantes a la planta son mayores que las aportadas por los fertilizantes minerales. Finalmente, el tratamiento de vermicompost en formato pelletizado se ha mostrado superior a su equivalente inorgánico (LI-1); integrando mejores resultados en rendimiento, contenido de NO_3^- en hoja, extracción de nutrientes y capacidades de valor añadido.

5. BIBLIOGRAFÍA

EFSA, 2008. Nitrate in vegetables: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, Question No. European Food Safety Authority. EFSA-Q-2006-071. EFSA J 689:1–79.

FAO, World Reference Base for Soil Resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Goswami L., Nath A., Sutradhar S., Bhattacharya S. S., Kalamdhad A., Vellingiri K., Kim K., 2017. Application of drum compost and vermicompost to improve soil health, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *J. Environ. Manag.* 200, 243-252.

Sofo A., Lundegårdh B., Mårtensson A., Manfra M., Pepe G., Sommella E., De Nisco M., Tenore G.C., Campiglia P., Scopa A., 2016. Different agronomic and fertilization systems affect polyphenolic profile, antioxidant capacity and mineral composition of lettuce. *Scientia Horticulturae* 204, 106–115.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado dentro del marco del proyecto “Desarrollo de nuevos recursos y bioproductos basados en residuos de especies palmáceas orientados al secuestro de carbono y estrategias de mitigación, Palmresource” (Proyecto AGL2013-41612-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y los Fondos europeos de Desarrollo Regional (FEDER, “Una manera de hacer Europa”).

PREDICCIÓN DE LA ACUMULACIÓN METÁLICA MEDIANTE TÉCNICAS DE MINERÍA DE DATOS EN SUELOS ENMENDADOS CON COMPOST DE LODOS EDAR

Daniel Pérez-Alonso[1], Susana Peña[1], Milagros Navarro[1], Carlos Rad[1], Alvar Arnaiz-González[2], José Francisco Díez-Pastor[2]

[1]Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP, Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. 09001 Burgos, crad@ubu.es, [2]Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Burgos. Escuela Politécnica Superior. Av. Cantabria. 09006 Burgos

RESUMEN: La presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos de alta persistencia es uno de los factores que limitan la valorización de muchos residuos orgánicos mediante su reconversión en fertilizantes orgánicos, especialmente los lodos de depuración. En este trabajo se analiza el efecto de la adición durante seis campañas agrícolas de un compost de lodos EDAR en tres fincas experimentales localizadas en Villafruela (Burgos), en las que se desarrolló una rotación tradicional de cereal, leguminosas y girasol. El análisis de la evolución de las propiedades físico-químicas del suelo, un Cambisol calcáreo de textura franco-arcillosa, así como su contenido en elementos traza y otros parámetros agronómicos, ha permitido obtener un conjunto de datos de 1530 casos. Un volumen de datos lo suficientemente grande como para aplicar técnicas de minería de datos como los árboles de regresión, que son habitualmente utilizados cuando se quiere conseguir a la vez alta capacidad predictiva e interpretabilidad. El uso del algoritmo *REPTree*, proporcionado en el paquete estadístico gratuito WEKA, permite la obtención de árboles de regresión, en los que el criterio clasificatorio es la ganancia de varianza; este procedimiento se ha aplicado a diferentes parámetros como el contenido de materia orgánica, el nitrógeno del suelo o la concentración de nutrientes y elementos traza. Las correlaciones obtenidas entre datos predichos y reales permiten confirmar esta técnica como adecuada para la predicción de la acumulación metálica en el suelo, si bien la predicción de otros parámetros como la materia orgánica del suelo o los nutrientes disponibles es baja, dada su movilidad y consumo en el tiempo.

PALABRAS CLAVE: Árboles de regresión, *REPTree*, metales pesados, contaminación metálica, calidad del suelo.

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos de tratamiento de aguas residuales generan anualmente importantes cantidades de residuos orgánicos o biosólidos, que en buena medida son finalmente aplicados como enmienda orgánica en suelos agrícolas tras su estabilización química o biológica mediante procesos de compostaje. Así, en el conjunto de los países de la UE-27 la producción de biosólidos se estima en 10 millones Mg/año, de los cuales un 40% tuvieron un destino final como enmiendas orgánicas y el resto incinerados o depositados en vertedero (Eurostats, 2014). En el caso del Estado Español, la producción de biosólidos en el año 2012 fue algo más de un millón de Mg/año, de los cuales un 82,5% tenía un destino agrícola, uno de los porcentajes más elevados de la UE.

Sin embargo, a pesar de su alta contribución a la fertilización, la incorporación de biosólidos debe ser objeto de una limitación estricta dada la presencia en ellos de sustancias xenobióticas, en especial metales pesados. Aunque la actual legislación pone límites claros a su concentración

en función de su contenido total y las características del suelo receptor, es necesario poseer herramientas que permitan una estimación adecuada de las cantidades que se pueden incorporar a cada tipo de suelo para una correcta evaluación del riesgo asociado al uso agronómico de biosólidos y otros residuos orgánicos. Lo ideal sería poder estimar indirectamente el efecto de estos metales pesados a partir de propiedades fácilmente medibles del suelo, así como poder predecir su potencial acumulación con la aplicación reiterada de dichas enmiendas orgánicas al suelo.

Esta predicción se aborda mediante funciones de correlación desarrolladas a partir de modelos de regresión lineal múltiple; sin embargo, más recientemente, se están empleando funciones desarrolladas bajo el enfoque del *machine learning* que utilizan algoritmos entre los que destacan los árboles de regresión (Cortet y col., 2011; Pérez-Alonso y col. 2017) o las redes neuronales artificiales, los cuales son capaces de identificar relaciones no explícitas e incluso no lineales, entre las variables de un conjunto de datos (Cagliari y col., 2011).

El objetivo del trabajo es obtener y validar un modelo predictivo para la acumulación de metales pesados y la evolución de la fertilidad del suelo, como consecuencia de la aplicación de un compost de biosólidos como fertilizante orgánico, en una experiencia desarrollada durante 6 años en tres parcelas experimentales donde se han ensayado diferentes rotaciones de cultivos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos empleados corresponden a 6 campañas de experiencias agronómicas se han desarrollado en tres fincas localizadas en Villafruela (Burgos), sobre suelos todos ellos clasificados como *Cambisoles Calcáricos*, de textura franco-arcillosa, y donde se desarrollaron rotaciones de cultivos con el patrón general cereal-oleaginosa-leguminosa. El diseño experimental se realizó en bloques completos distribuidos al azar con 25 subparcelas de área comprendida entre los 200-250 m^2, correspondientes a cinco tratamientos y cinco réplicas por tratamiento: control (C), fertilización inorgánica (I) y dosis crecientes de compost de biosólidos 3,5; 7,5 y 17,5 Mg ha^{-1} (L1, L2 y L3, respectivamente), cuya secuencia se adaptó a la geometría de la parcela. El compost de biosólidos de la EDAR de Burgos se aplicó en años alternos, excepto una de las parcelas, donde las dimensiones de las subparcelas (450 m^2) permitió su subdivisión, realizándose una aplicación continual y anual de compost de biosólidos en cada una de las submitades.

Las variables físico-químicas, analizadas al final de la cosecha de acuerdo con los métodos oficiales de análisis de suelos (MAPA, 1994), fueron: pH (1:2,5), conductividad eléctrica (CE a 25ºC, 1:5), Materia Orgánica (MOS), Nitrógeno Total, P-Olsen y cationes de cambio. La concentración total de metales pesados y oligoelementos (Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en muestras de suelo y planta se realizó por espectrometría de absorción atómica tras digestión con ácido nítrico concentrado y asistida por microondas.

La construcción de los árboles de regresión fue realizada mediante la utilización del software libre *WEKA*, utilizando el algoritmo *Reptree*. Para cada variable dependiente estudiada se realizó un árbol de decisión seleccionando los parámetros óptimos que permitían la obtención de un mayor coeficiente de correlación. Para mejorar el rendimiento y/o la 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). La verificación del ajuste se realizó mediante diez validaciones cruzadas consistentes en dividir el conjunto de los datos iniciales en 10 subconjuntos, de los cuales 9 se utilizan para entrenar el modelo y el subconjunto no utilizado se utiliza para calcular el error de la muestra. Posteriormente, se evalúa el error del proceso como la media aritmética de los 10 errores que se han obtenido de las muestras parciales, así como los valores de la media, el máximo, el mínimo y su desviación estándar.

Para la obtención del modelo predictivo se utilizaron los datos de las tres subparcelas de aplicación discontinua del compost de biosólidos, lo que constituye un conjunto de datos de 52 atributos y 1.350 casos. Como variables dependientes se han utilizado los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), nitrógeno total (NT), fósforo disponible (P-Olsen) y la concentración total de elementos traza como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn. Para evaluar la eficiencia de los modelos, se utilizaron como criterios estadísticos el coeficiente de correlación (CORR), coeficiente *R2* ajustado, el error cuadrático medio (RMSE) y el error absoluto medio (MAE).

En ella, *m* y *p* son los valores medios y predichos, respectivamente, para todo el conjunto de datos (*n*).

La validación del modelo se realizó sobre el conjunto de datos de aquellas subparcelas donde se había realizado una aplicación continua de compost de biosólido.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran los valores estadísticos correspondientes a un modelo de predicción *REPTree* y su posterior validación según el procedimiento descrito. Para su obtención, se utilizó un conjunto de datos con 52 atributos y un número de casos global de 1350 datos.

Tabla 1. Valores estadísticos de la predicción y validación de diferentes propiedades del suelo.

Modelo de predicción *REPTree*									
Estadísticos	**MOS**	**NT**	**P-Olsen**	**Cadmio**	**Cromo**	**Cobre**	**Níquel**	**Plomo**	**Zinc**
Coef. Corr.	0,6076	0,6691	0,7684	0,8761	0,7559	0,8101	0,8311	0,8296	0,8394
Coef, R^2 Aj.	0,3692	0,4477	0,5904	0,7676	0,5714	0,6563	0,6907	0,6882	0,7046
MAE	0,1881	0,0203	11,325	0,1919	3,8391	1,2429	1,3895	1,8098	5,1549
RMSE	0,2531	0,0281	17,418	0,2501	5,6102	1,6435	2,0612	2,3482	8,2365
Modelo de validación									
Estadísticos	**MOS**	**NT**	**P-Olsen**	**Cadmio**	**Cromo**	**Cobre**	**Níquel**	**Plomo**	**Zinc**
Coef. Corr.	0,2376	-0,0091	0,5569	0,8757	0,8521	0,7258	0,7721	0,8823	0,5312
Coef, R^2 Aj.	0,0565	0,0001	0,3101	0,7669	0,7261	0,5268	0,5961	0,7785	0,2822
MAE	0,2493	0,0389	18,474	0,1954	5,1813	1,6562	2,0802	1,9861	8,3368
RMSE	0,3725	0,0534	22,86	0,2708	7,132	2,276	2,5075	2,6202	11,436

Analizando los coeficientes de correlación obtenidos para el conjunto de datos modelado se observan valores en general altos, principalmente en lo que respecta a los metales traza, y en menor medida con el P disponible (P-Olsen). Los valores de ajuste del modelo para el nitrógeno total y materia orgánica son los que muestran peores correlaciones. Se puede observar un orden de selectividad en el ajuste del modelo por parte de los diferentes metales traza y que sigue el orden: Cd> Zn >Ni > Pb >Cu > Cr.

Sin embargo, los coeficientes de correlación obtenidos en el proceso de validación muestran elevadas significaciones para la mayoría de los metales traza, con la excepción del Zn, pero muy

poca significación o nula para las variables más ligadas a la fertilidad de los suelos como son los contenidos de materia orgánica o nitrógeno total, mostrando el P disponible un comportamiento intermedio. En este caso, el orden de significación del proceso de validación resulta ser: Pb> Cd > Cr >Ni > Cu >> Zn.

La comparación de los errores del conjunto de datos para el modelo de predicción y el de validación analiza la variabilidad encontrada en las diferencias entre los valores predichos y los reales. Así, cuando los valores de MAE y RMSE se encuentran más próximos entre sí, la diferencia entre los errores medios y aquellos que pueden estar influidos por valores extremos, son menores. Podemos ver que los errores MAE y RMSE asociados al modelo predictivo, son menores que los datos de validación de dicho modelo, lo cual es lógico, dado que el conjunto de datos de validación tiene coeficientes de correlación en general más bajos. Se observa además un incremento en los errores MAE y RMSE importante cuando los coeficientes de correlación de los datos de validación tienen un descenso significativo.

A continuación, en las Figuras 1 y 2, se representan los valores de una selección de las distintas variables en forma de gráficos de dispersión donde se confrontan los valores predichos por el modelo frente a los observados. Para una correcta interpretación, la ordenada y la abscisa deben tener la misma escala, en cuyo caso la perfección es representada por la diagonal. La correspondencia entre la línea de regresión y la diagonal es una forma de representar la fiabilidad del modelo ajustado.

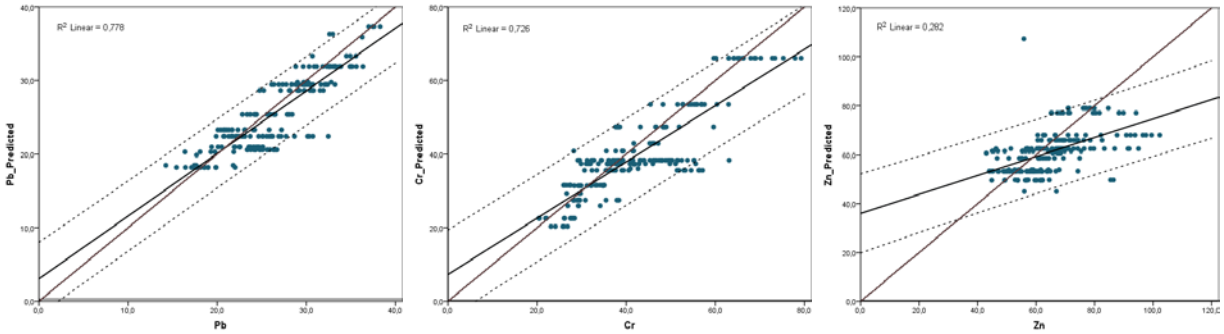


Figura 1. Diagrama de correlación entre datos reales y su predicción por el modelo para la acumulación metálica de Pb, Cr y Zn en suelos enmendados.

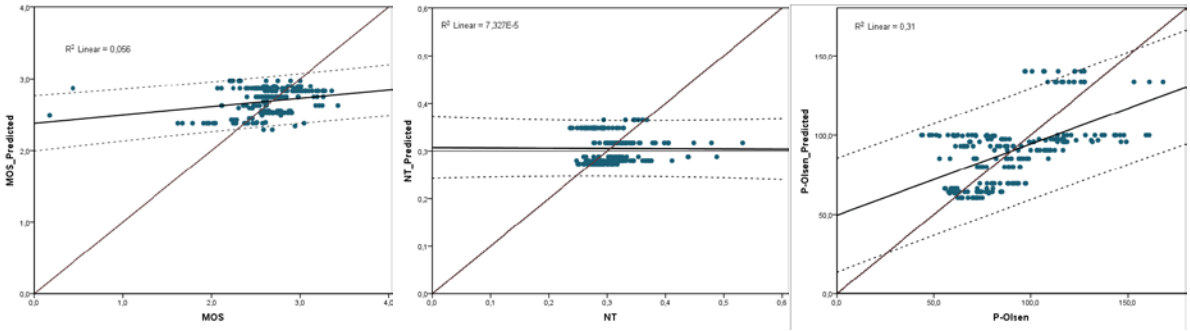


Figura 2. Diagrama de correlación entre datos reales y su predicción por el modelo para las variables relacionadas con la fertilidad de los suelos: MOS, NT y P-Olsen.

De los resultados obtenidos se desprende que para metales como el cromo o el plomo, también para Cd, Cu y Ni cuyos diagramas no se muestran, *REPTree* muestra una buena capacidad de predicción, lo cual está relacionado con su baja movilidad en unos suelos fuertemente carbonatados y de pH alcalino. Por otro lado, se puede ver que metales como son el zinc y el cobre (no mostrado), tienen los ajustes del modelo más bajos lo cual se puede relacionar o con mayor movilidad o bien, con una más alta asimilación por parte del cultivo.

Este patrón de interpretación se puede aplicar al fosfato disponible, cuyos valores son en general altos en los suelos de las tres fincas, consecuencia de una sobrefertilización y su acumulación en el suelo asociado a la presencia de cationes Ca. La concentración de N total es el factor que peor predicción tiene, lo cual se relaciona con una asimilación variable por los diferentes cultivos y su exportación en la cosecha. La materia orgánica del suelo, a pesar de la aplicación continuada de la enmienda orgánica, no se manifiesta un buen modelo predictivo, fruto posiblemente tanto de una alta mineralización como de valores elevados de MOS de partida.

4. CONCLUSIONES

— Herramientas basadas en minería de datos como son los árboles de regresión, se han manifestado como adecuados para la predicción de la acumulación de metales traza con baja movilidad en suelos.

— Otros metales que pueden presentar mayor movilidad, como Cu y Zn, también logran modelos de ajuste con valores razonablemente adecuados para la predicción.

— Deben establecerse nuevos parámetros para una adecuada predicción de las variables del suelo ligadas a su fertilidad que tengan en cuenta su movilidad, consumo y mineralización.

5. BIBLIOGRAFÍA

Cagliari J., Veronez M.R. Alves, M., 2011. Remaining phosphorus estimated by pedotransfer function. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 35: 203-212. https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100019

Cortet J., Kocev D., Ducobu C., Džeroski S., Debeljak M., Schwartz C., 2011. Using data mining to predict soil quality after application of biosolids in agriculture. *J. Environ. Qual.* 40: 1972-1982. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0155

Eurostat (2014) *Sewage Sludge Production and Disposal from Urban Wastewater* [online] http://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/ten00030 (fecha de consulta 5/09/2018).

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994. *Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para Riego. Vol. III*. Ed. MAPA, Madrid.

Perez-Alonso D., Peña-Tejedor S., Navarro M., Rad C., Arnaiz-González A., Díez-Pastor J.F., 2017. Decision Trees for the prediction of environmental and agronomic effects of the use of Compost of Sewage Slugde (CSS). *Sus. Prod. Consum.* 12: 119-133. https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.07.001.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado como parte del Proyecto TIN2011-24046 del Ministerio de Economía y Competitividad.

PROPIEDADES HIDRÁULICAS EN SUELOS CONTAMINADOS ENMENDADOS COMO FACTOR LIMITANTE DEL ESTABLECIMIENTO DE CULTIVOS ENERGÉTICOS

Paula Madejón[1*], María T. Domínguez[1,2], Elena Fernández-Boy[2], Patricia Paneque[2], Ignacio Girón[1], Engracia Madejón[1]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla.
[2]Universidad de Sevilla, Departamento Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Profesor García González 1, 41012, Sevilla, emadejon@irnase.csic.es

RESUMEN: En los últimos años el estudio del uso potencial de suelos contaminados para la producción de biocombustibles, ya que estos suelos no pueden utilizarse para la producción de alimentos, ha aumentado. Para establecer estos cultivos en áreas mediterráneas contaminadas, donde la calidad del suelo es generalmente muy pobre, la aplicación de enmiendas al suelo suele ser necesaria para mejorar su productividad. Además, el uso de cultivos con baja demanda de agua, adaptados a estas condiciones particulares de clima y contaminación del suelo, es un requisito clave. Estudiamos el desarrollo de 2 cultivos, *Cynara cardunculus* y *Silybum mariamun* en suelos contaminados con elementos traza en condiciones de campo. Las propiedades químicas y físicas (hidráulicas) del suelo se estudiaron durante un año en donde probamos los efectos de la adición de dos enmiendas diferentes (espuma de azucarera y compost biosólido) en el funcionamiento del suelo y la productividad del cultivo. La germinación de la semilla y la producción de biomasa de las plantas fueron muy bajas, aunque la adición de la enmienda mejoró ambos parámetros. Los indicadores químicos tendieron a mejorarse ligeramente con las enmiendas, especialmente con la espuma de azucarera. Las propiedades hidráulicas del suelo fueron muy deficientes, y el efecto de las enmiendas no fue suficiente para mejorarlas; esta fue probablemente la causa principal de la baja productividad de estos cultivos de secano, ya que el agua se infiltró poco a través de la zona radical.

PALABRAS CLAVE: elementos traza, enmiendas, conductividad hidráulica, cardos.

1. INTRODUCCIÓN

La demanda de producción de bioenergía se ha incrementado a nivel mundial debido al crecimiento de la población. Los cultivos para producir esta bioenergía no deben competir con la producción de alimentos, por ello, en los últimos años se ha estudiado el potencial de suelos contaminados para este fin, ya que no afectaría la seguridad alimentaria y podría proporcionar otros servicios ecosistémicos. Los cultivos empleados con este fin, en suelos contaminados, deben tener capacidad de crecer bajo las condiciones ambientales desfavorables (baja fertilidad química y biológica, y a menudo propiedades físicas e hidráulicas muy desfavorables) (Domínguez y col., 2017). Por tanto, para mejorar la calidad de estos suelos contaminados es normal añadir enmiendas, en particular, subproductos o compost.

Se han probado con éxito distintos cultivos para biomasa en suelos contaminados (Miscanthus sp., Ricinus sp., Jatropha sp; Pandey y col., 2016). Sin embargo, estas especies no son adecuadas en zonas mediterráneas, dada su alta demanda de agua. Por lo tanto, hay que desarrollar cultivos adaptados a las condiciones del clima mediterráneo para la producción de bioenergía

(Robledo y Correal, 2013). Además, la siembra de estos cultivos debe combinarse con técnicas de manejo que mejoren las propiedades físicas del suelo, especialmente la retención de agua del suelo (Ledda y col., 2013). El potencial de dos especies de cardo, *Cynara cardunculus* y *Silybum marianum*, como cultivos bioenergéticos en sistemas agrícolas mediterráneos ha sido probado (Ledda y col., 2013), aunque la capacidad de estas especies para crecer en suelos contaminados solo ha sido examinada en condiciones de invernadero o maceta (Domínguez y col., 2017), en el que los suelos se suelen homogeneizar y las plantas se riegan, por lo que no están expuestas al estrés hídrico.

En este trabajo, estudiamos el desarrollo de *C. cardunculus* y *S. mariamun* en suelos contaminados con elementos traza en condiciones de campo. Nuestra hipótesis fue que la adición de enmiendas podría resultar en la mejora de las condiciones desfavorables del suelo, contribuyendo a un mejor desarrollo de las plantas y a una mayor producción de biomasa con fines energéticos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

La parcela experimental (15 m x 24 m) se ubica en un área afectada por el vertido de Aznalcóllar llamada "El Vicario" (Sevilla). El único trabajo de recuperación llevado a cabo en esta área experimental fue la eliminación del lodo, junto con los 0-10 cm primeros de suelo. En enero de 2016, la parcela se dividió en 18 subparcelas (5 m x 4 m cada una). Se establecieron tres tratamientos 1) compost biosólido (CB), 2) espuma de remolacha azucarera (EA), y 3) sin adición de enmiendas (N); se aplicó la dosis 30 t ha^{-1} para cada enmienda. En marzo 2016, la mitad de las subparcelas (9) se sembraron con semillas de *C. cardunculus* y las otras con semillas de *S. marianum*. Los cultivos no recibieron riego, solo precipitación. Los suelos (0-10 cm) se muestrearon en enero de 2016, muestreo 1 (tras la aplicación de las enmiendas), y en diciembre de 2016, muestreo 2. Las muestras de suelo se secaron al aire, se molió y tamizó (<2 mm, luego <60 µm) para el análisis químico. Las semillas germinadas por subparcela se contabilizaron durante marzo-abril de 2016. A principios de julio, se recolectó biomasa de cada especie vegetal, se pesó en fresco en el momento de la cosecha, luego se secó y se pesó de nuevo (biomasa seca).

2.2. Análisis de suelo

En los dos muestreos de suelo se determinó pH; COT, N- Kjeldahl, P-disponible y K disponible. (ver metodología en Madejón y col., 2016). Las concentraciones disponibles de elementos traza se determinaron en extractos de $CaCl_2$ 0,01 M (1:10 m / v). Las concentraciones pseudo totales de elementos traza (fracción <60 µm) se determinaron después de la digestión con agua regia. Ambos extractos de elementos traza se determinaron mediante espectrofotometría de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).

Las propiedades hidráulicas del suelo se midieron en octubre de 2016. El método del infiltrómetro de tensión de disco se usó para determinar la conductividad hidráulica (K) y la sorptividad (S) en el rango cerca de la saturación, in situ (Smettem y Clothier, 1989). Los potenciales de presión (ψ_0) elegidos fueron -120, -80, -40 y -10 mm. La conductividad hidráulica, $K_0 = K(\psi_0)$, y la sorptividad $S_0 = S(\psi_0)$, se obtuvieron utilizando el enfoque multidisco descrito por Smettem y Clothier (1989). La densidad aparente inicial del suelo se determinó en cilindros inalterados de 200 cm^3 de volumen. El contenido de agua volumétrica inicial (qn) se determinó a partir de estos cilindros de suelo. El contenido de agua volumétrica, ψ_0(qo), se calculó a partir del contenido de agua de muestras superficiales tomadas de la superficie del suelo debajo del disco.

El índice de estructura del suelo se determinó mediante la estimación del tamaño de poro medio ponderado (Wooding, 1968):

$$\lambda m = \frac{\sigma}{\rho g} \frac{(\theta_0 - \theta_n)K_0}{\mathrm{b}S_0^2}$$

donde σ es la tensión superficial del agua, ρ la densidad del agua, g la aceleración debida a la gravedad, en el contenido de agua volumétrica inicial y θ_0 el contenido de agua volumétrica al potencial de presión del agua impuesto ψ_0. El parámetro b se puede considerar como 0,55 para condiciones de campo (Wooding, 1968). Esta escala de longitud define el ancho característico medio de los poros que funcionan hidráulicamente al potencial de presión del agua impuesto ψ_0.

El tiempo gravimétrico se define como un proceso unidimensional y es el tiempo durante el cual la gravedad controla el proceso de infiltración. Fue calculado como: $T_{grav} = (S_0/K_0)^2$

2.3. Análisis estadístico

Para cada especie de planta y muestreo, las diferencias debidas a enmiendas por planta fueron exploradas por ANOVA y pruebas post hoc de Tukey HDS.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Biomasa

La adición de ambas enmiendas fue fundamental en la germinación y producción de biomasa (Tabla1). A pesar de los efectos positivos, estos valores fueron muy bajos, si se comparan con valores de producción establecidos en la bibliografía.

Tabla 1. Porcentaje de germinación y biomasa (al final ciclo crecimiento) para cada especie por subparcela (valores medios ± error estándar). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos.

	C. cardunculus		***S. marianum***	
Tratamiento	**% Germinación**	**biomasa (g)**	**% Germinación**	**biomasa (g)**
N	15,2 ± 10,1	1,65 ± 1,64	10,5 ± 4,77 a	6,27 ± 6,27
EA	56,2 ± 12,5	15,1 ±11,5	47,0 ± 2,52 b	16,6 ±5,52
CB	49,5 ± 9,94	4,91 ± 2,39	53,3 ± 10,6 b	145 ±63,8

3.2. Indicadores químicos

El suelo de la parcela de estudio presentó pH especialmente ácido y un contenido bajo de COT. El contenido pseudototal de elementos traza (en mg kg^{-1}) en suelo fue de 103 de As, 0,26 de Cd, 72,8 de Cu, 220 de Pb, y 155 de Zn (ver tratamiento N; Tabla 2). La EA es una enmienda con un pH de 9, con lo que aumentó significativamente este parámetro en el suelo. La EA también disminuyó la disponibilidad de elementos traza en suelos. Sin embargo, de CB no aumentó ni el pH ni el COT. Por otro lado, ambas enmiendas si mejoraron la fertilidad del suelo (valores de N, P y K). En cuanto al efecto de las enmiendas en la disponibilidad de elementos traza sólo tuvo efecto evidente el EA, debido al aumento de pH del suelo.

Tabla 2. Propiedades químicas y Cd y Zn disponibles de los suelos (muestreo 2). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos. (N=3; valores medios ± error estándar).

Especie	Trat.	pH	COT %	N %	P mg/kg	K mg/kg	Cd mg/kg	Zn mg/kg
Cynara	N	3,45±0,08a	0,66±0,26	0,06±0,02	7,70±1,29a	70,0±10,6	0,17±0,05	21,5±7,8
	EA	6,46±0,64b	0,53±0,02	0,05±0,001	15,5±2,47b	88,0±27,6	0,03±0,02	2,04±1,94
	CB	3,91±0,06a	0,66±0,06	0,07±0,002	14,6±1,61ab	74,0±26,6	0,14±0,09	20,9±13,5
Silybum	N	3,36±0,02a	0,50±0,06	0,06±0,002a	6,40±0,46	56,3±11,7	0,17±0,02	23,8±4,89
	EA	6,97±0,31b	0,66±0,12	0,06±0,01ab	41,0±11,7	80,0±8,50	<0,01	0,08±0,04
	CB	3,52±0,06a	0,72±0,10	0,08±0,01b	15,0±0,90	61,7±17,7	0,17±0,05	32,3±14,8

3.3. Indicadores físicos

Las propiedades físicas que afectan a la retención de agua en el suelo (la conductividad hidráulica (K), sorptividad (S), tiempo gravimétrico (T_{grav}) y tamaño de poro medio ponderado (λ_m)) a diferentes potenciales de presión se muestran en la Figura 1.

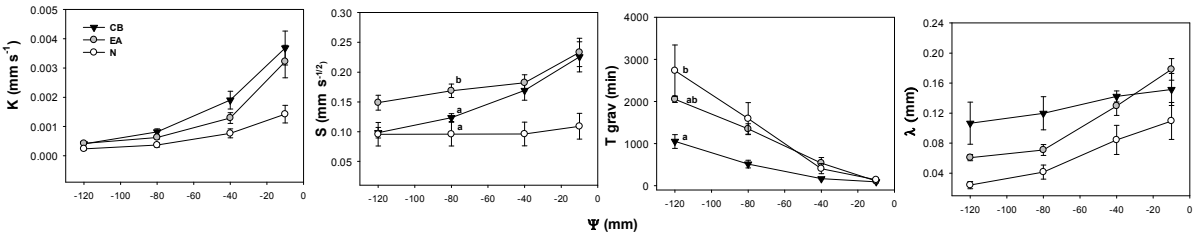


Figura 1. Valores medios ± error estándar de la conductividad hidráulica (K), sorptividad (S), tiempo gravimétrico (T_{grav}) y tamaño de poro medio ponderado (λ_m) a diferentes potenciales de presión en suelos para cada tratamiento). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos.

Las diferencias significativas debidas a la adición de enmiendas fueron escasas debido a la variabilidad de los datos (sólo se observaron para S a -80 mm y para Tgrav a -120 mm). Las enmiendas, especialmente CB, aumentaron los valores de K en el rango de potenciales de presión de -80 mm a saturación. La sorptividad también se vio afectada positivamente por ambas enmiendas, especialmente en el rango cercano a la saturación del suelo. Los valores de λm también se incrementaron por la aplicación de enmiendas, en particular por CB, que tuvo un efecto positivo sobre λm en todo el rango de potenciales de presión utilizados. La aplicación de CB también disminuyó Tgrav, especialmente a altos potenciales (Figura 1). La comparación de las propiedades físicas de este estudio con las propiedades suelos agrícolas (Moreno y col., 1997) o incluso con otras áreas del Corredor Verde de Guadiamar (Alonso y col., 2001), muestran las deficientes condiciones físicas del suelo de la parcela. Las operaciones de limpieza y paso continuo de maquinaria pesada condicionaron la pérdida de la calidad física del suelo. Estas propiedades hidráulicas deficientes son probablemente la causa principal de la baja productividad general. Bajo estas condiciones, la capacidad de las plantas para absorber el agua necesaria es limitada porque el agua se infiltra pobremente a través de la zona de la raíz. En este sentido, la adición de las enmiendas (especialmente el BC) corrigió ligeramente las condiciones hidráulicas del suelo; por lo tanto, la respuesta de las plantas, en términos de germinación y productividad, estuvo relacionada con esta mejora física del suelo.

4. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran la importancia de las propiedades hidráulicas para el desarrollo de cultivos en suelos degradados, especialmente en sistemas mediterráneos de secano donde las precipitaciones son escasas y la disponibilidad de agua depende de la infiltración y retención de la lluvia dentro del suelo. El pH ácido fue el segundo factor que explica el bajo rendimiento de estos cultivos experimentales; sin embargo, el incremento de pH debido a la adición de EA no dio como resultado una respuesta clara. En estas condiciones desfavorables de bajo pH y malas propiedades físicas, las concentraciones de trazas de metal del suelo no tuvieron un efecto directo sobre el desarrollo de la planta. Para mejorar la producción de cultivos en este suelo bajo estas condiciones, se deben considerar ciertos aspectos: en primer lugar, se deben aplicar dosis más altas de enmiendas (especialmente, mayores cantidades de CB). Además, se debe aplicar una mezcla EA y CB, debido a la necesidad de aumentar tanto el pH como el COT. En segundo lugar, el laboreo del suelo después de la adición de la enmienda debe ser más profundo que 5-10 cm, especialmente para ayudar al desarrollo de las raíces en las capas más profundas del suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alonso C., Antón-Pacheco Barettino D., Cabrera F., Fernández A.M., Fernández J.E., García-Gutiérrez M., Giráldez J.V., 2001. Los suelos del Guadiamar: estudios de caracterización y de la evolución de los suelos contaminados por el lodo. *Boletín Geológico y Minero*, volumen especial, 163-198

Domínguez M.T., Montiel-Rozas M.M., Madejón P., Diaz M.J., Madejón E., 2017. The potential of native species as bioenergy crops on trace-element contaminated Mediterranean lands. *Sci. Total Environ.* 590-591, 29-39.

Ledda L., Deligios P.A., Farci R., Sulas L., 2013. Biomass supply for energetic purposes from some Cardueae species grown in Mediterranean farming systems. *Ind. Crop. Prod.* 47, 218–226

Madejón P., Alaejos J., García-Álbala J., Fernández M., Madejón, E., 2016. Three-year study of fast-growing trees in degraded soils amended with composts: Effects on soil fertility and productivity. *J. Environ. Manag.* 169. 18-26.

Moreno F., Andreu L., Fernández J.E., Pelegrín F., 1997. Measurement of soil hydraulic properties with a tension disk infiltrometer. En: M.Th. van Genuchten, F.J. Leij, L. Wu. (Eds) Characterization and measurement of the hydraulic properties of unsaturated porous media. Salinity Laboratory USDA, ARS, Riverside, pp. 587-591.

Pandey V. C., Bajpai O., Singh N., 2016. Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 54, 58–73.

Robledo A., Correal E., 2013. *Cultivos energéticos de segunda generación para la producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales*. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, Murcia. http://www.imida.es/-/cultivos-energeticos-de-segunda-generacion-para-produccion-de-biomasa-lignocelulosica-en-tierras-de-cultivo-marginales (fecha de consulta: 23/07/2018)

Smettem K.R.J., Clothier B.E., 1989. Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multiple disc permeameters. *Eur. J. Soil Sci.* 40, 563-568.

Wooding R.A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resour. Res.* 4, 1259-1273.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (AGL2014-55717-R).

RECUPERACIÓN DEL AMONÍACO PRESENTE EN LA ATMÓSFERA MEDIANTE DIFERENTES MEMBRANAS PERMEABLES A GASES

Mercedes Sánchez-Báscones, María Soto-Herranz, Diego Conde-Cid, Juan Manuel Antolín-Rodríguez

Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (ETSIIAA), Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, msanchez@agro.uva.es

RESUMEN: La generación de residuos ganaderos es una de las fuentes que más contribuye a la emisión de amoníaco. El amoníaco en la atmósfera tiene efectos adversos tanto para la salud humana como para el medioambiente tales como enfermedades respiratorias por inhalación de partículas, acidificación del suelo y eutrofización en aguas superficiales. En España, según el inventario de emisiones nacionales (1990-2015), la actividad agrícola produce el 96% de las emisiones de amoníaco, excediendo en 2014 y 2015 el límite de techo de emisiones que se sitúa en el valor de 353 Kt·año^{-1}. Según la Directiva Europea 2016/2284 (Reducción de emisiones nacionales de ciertos contaminantes atmosféricos), España debe reducir las emisiones de amoníaco en un 3% durante el periodo 2020-2029 y un 16% hasta el año 2030. El proceso de recuperación de amoníaco con membranas permeables consiste en generar un flujo positivo, a través de la membrana, del amoníaco en fase gas hacia el interior de la membrana, donde el mismo será capturado por una disolución de ácido sulfúrico. El objetivo de este experimento es evaluar el efecto de tres tipos diferentes de membranas (ZM, PM y FZM), con diferente diámetro y espesor, en la recuperación de amoníaco mediante su captura con una disolución ácida. La tasa de recuperación de nitrógeno fue de 63,32% para PM, 67,96% para ZM y 55,85% para FZM. La tasa de captura (g m^{-2} d^{-1}) fue de 17,24 para PM, 18,09 para ZM y 65,72 para FZM.

PALABRAS CLAVE: Ammonia, Trapping, emisiones 32wdsecx.

1. INTRODUCCIÓN

Las excretas del ganado son uno de los mayores contribuyentes a las emisiones de amoníaco (NH_3) (Beusen y col., 2008). El amoníaco está implicado en la formación de partículas (PM 2.5) (Erisman y col., 2008) y contribuye a la degradación del ecosistema cuando se deposita en tierra o agua (Sutton y col., 2011) con acidificación y eutrofización de cuerpos de agua superficial (Aneja y col., 2008). En 2015, el sector agroganadero de la UE-28 fue responsable del 94% de las emisiones totales de amoníaco en la región como resultado de la volatilización de excretas de ganado (EEA, 2017). En España, según el Inventario Nacional de Emisiones (1990-2015), las actividades agroganaderas producen el 96% de las emisiones de amoníaco. En 2014 y 2015, los Techos Nacionales de Emisión del NH3 (353 kt año-1) fueron excedidos en 7% (MAPAMA, 2017). De acuerdo con la Directiva 2016/2284/UE (UE 2016), España debe reducir el límite máximo de emisión de NH3 en un 3% durante el período 2020-2029 y en un 16% hasta el año 2030. Además, la volatilización de amoníaco de las excretas animales genera una pérdida de su valor fertilizante (Kafle y col., 2016; Sutton y col., 2011), por el contrario, su recuperación es un hecho clave para la agricultura, debido al alto costo de los fertilizantes comerciales de amoníaco (Vanotti y Szogi, 2011).

Se ha probado la eficacia de la utilización de membranas permeables a los gases (GPM) para la captura de amonio, especialmente en líquidos (García-González y Vanotti, 2015, Vanotti y Szogi, 2011). El proceso de GPM consiste en el flujo, por difusión, de gas NH_3 a través de una membrana hidrofóbica microporosa, donde es capturado por una solución ácida (H_2SO_4), formando una sal

(sulfato amónico), que es un valioso fertilizante. Para la recuperación de gases, se prefieren las membranas orgánicas permeables a los gases (GPM), especialmente PTFE, debido a la menor resistencia de transferencia, características hidrofóbicas, resistencia orgánica y estabilidad química con la solución ácida (Rothrock y col., 2013). La masa final de NH_3 capturado en la solución ácida depende de la concentración de gas NH_3 en la atmósfera que, a su vez, depende del pH y de la concentración de nitrógeno total (TAN) de la disolución emisora (Rothtrock y col., 2010), pH de la solución ácida (Majd y col., 2012) y velocidad de flujo de solución ácida (Majd y Muktar, 2013).

El objetivo del experimento es comparar la recuperación de amoníaco en el aire obtenida con tres membranas PTFE permeables al gas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se creó una atmósfera aislada por medio de un recipiente contenedor de metacrilato, construido al efecto, de dimensiones 400x250x150 mm con capacidad para 15 L. Los bordes se reforzaron con pegamento Araldite. Para la captación de gas amoníaco se emplearon tres tipos de membranas tubulares de politetrafluoroetileno (ePTFE): membrana ZM (ZEUS Industrial Products Inc., Orangeburg, SC, USA) de 8,64 mm Ø, 0,76 µm de espesor, tamaño de poro de 2,5 µm, punto de burbuja de 207 kPa, longitud de 104 cm, 0,45 g cm^{-3} de espesor y una superficie de absorción de 522,76 cm^2; membrana PM (PRODYSOL Company) de 8,64 mm Ø, 1,2 µm de espesor longitud de 104 cm, 0,95 g cm^{-3} de espesor y superficie de absorción de 522,76 cm^2 y membrana FZM de 2,63 mm Ø (ZEUS, USA), longitud de 70 cm y superficie de absorción de 87,96 cm^2.

Por el interior de las membranas, circuló una solución de 1L de H_2SO_4 (1 N) (García-González y Vanotti, 2015). La solución se impulsó mediante una bomba peristáltica Perimax 12 (Spetec, Erding, Alemania) de 4 canales. La solución emisora se situó en el fondo de la caja y la membrana se colocó sobre una rejilla de polietileno, apoyada sobre una bandeja situada en una zona intermedia entre la solución emisora y la atmósfera. Se realizaron dos experiencias para cada tipo de membrana en dos momentos diferentes. Como fuente emisora de amoníaco se utilizó 1 litro de una solución sintética formada por formada por 59,43 g L^{-1} NH_4Cl, 108,54 g L^{-1} $NaOHCO_3$ y 10 mL L^{-1} de Alitiurea al 98% como inhibidor de la nitrificación, siguiendo las estrategias presentadas en otros ensayos (Vanotti y Szogi, 2015; Dube y col., 2016), en la que se consigue una concentración de amoníaco 1%. Se trabajó con un caudal de recirculación de 30 L dia^{-1} y se mantuvieron los experimentos durante 7 días. Se recogieron muestras (5 ml) de solución emisora cada dos días y de solución ácida diariamente.

Para conseguir que el pH de la solución ácida se mantuviera por debajo del valor 2, cada vez que se superaba se corrigió con H_2SO_4 concentrado del 96-98% y se añadió NaOH (5N) a la solución emisora cuando el pH se situaba por debajo del valor 8 (Dube y col., 2016; García-González y Vanotti, 2015; Vanotti y Szogi, 2011). El control de pH, en ambas disoluciones, se realizó con un medidor de pH Crison GLP22 (Crison Instruments S.A., Barcelona, Spain). El contenido en Ntotal se midió con un analizador (marca Shimadzu, modelo TOC 5000 182), no obstante, al emplearse una solución sintética y un inhibidor de la nitrificación (alitiurea) se considera que todo el nitrógeno absorbido en la solución ácida tiene su origen en nitrógeno amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Absorción de N amoniacal en la solución captora para cada tipo de membrana

La variación de la absorción de amoníaco (mg) en la solución ácida se midió durante 7 días para los tres sistemas de membrana (Figura 1). La mayor absorción de NT se obtuvo con la membrana ZM (2466 ± 225 mg), seguido de PM (2204 ± 250 mg) y FZM (1464 ± 223 mg).

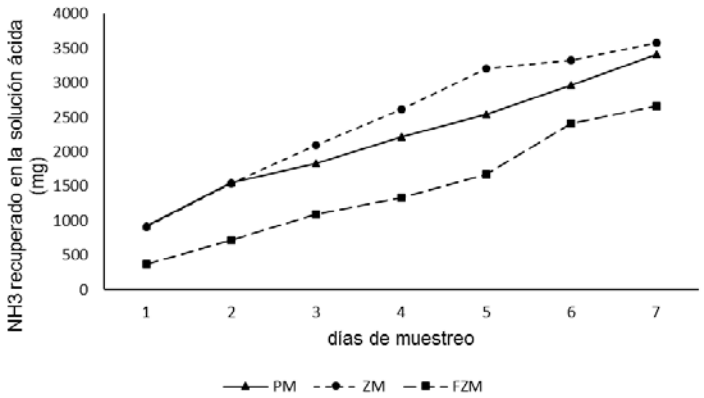


Figura 1. Cantidad promedio de nitrógeno total recuperado (mg) por la solución ácida para los tres tipos de membrana.

La tasa de captura (g m^{-2} d^{-1}) fue menor con PM y ZM que con FZM (17,24 ± 2,51, 18,09 ± 0,52, 65,72 ± 7,58 respectivamente). La superficie de contacto es 6 veces mayor para PM y ZM en comparación con FZM que posee un diámetro y, por tanto, un área superficial menor, sin embargo, la velocidad de captura fue aproximadamente dos veces mayor. Al comparar membranas con el mismo diámetro, ZM presenta una captura superior a la producida en PM, debido a un mayor tamaño medio de poro y número de poros. Esto, junto con un menor grosor de la pared, hace que la membrana ZM tenga una mayor permeabilidad al aire.

3.2. Variación de la concentración en la solución emisora

La Figura 2 muestra que el contenido de NH_3 en la solución emisora se reduce a medida que el amoníaco se evapora a la atmósfera desde el valor inicial 11600 ppm hasta 6000 ppm al cabo de 7 días. Gran parte de este amoníaco emitido es recuperado por la solución ácida lo que provoca un cambio en el equilibrio de concentración de N amoniacal en la solución emisora favoreciendo la nueva emisión de amoníaco, tal y como sugieren Majd y Mukhtar (2013) y Rothrock y col. (2010).

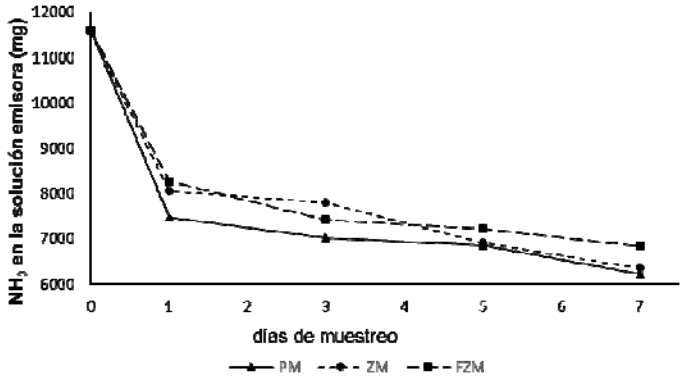


Figura 2. Cantidad promedio de NH_3 (mg) en la fuente emisora para los tres tipos de membrana PM, ZM y FZM.

El valor de N total emitido y recuperado durante 7 días se representa en la Figura 3. Los valores de emisión fueron más altos en las membranas de PM y ZM que en FZM. El valor más alto de recuperación de N total fue del 67,96 en ZM y el más bajo fue de 55,85% en FZM (Tabla 1).

Tabla 1. Porcentaje de emisión de NT de la fuente emisora recuperado en solución secuestrante y pérdidas para los tres tipos de membrana. Los valores promedio se usaron para realizar los cálculos.

	NT emitido (%)	NT recuperado (%)	NT perdido (%)
PM	46,37	63,32	36,68
ZM	45,33	67,96	32,04
FZM	41,05	55,85	44,15

El grosor de la pared es menor en ZM que en PM, lo que podría favorecer una mayor recuperación de NT en las trampas (Schneider y col., 1994). Por otro lado, la descarga rápida de NH_3 podría haber excedido la capacidad de la membrana, dando como resultado menores recuperaciones de NH_3 en la membrana de FZM en comparación con el resto. Otros autores como Rothrock y col. (2010) obtuvieron resultados similares en condiciones de alta emisión de amoníaco. En 21 días, recuperaron entre 89.9% y 95.3% de NH_3 en membranas de pequeño diámetro y similares a las de ZM y PM, respectivamente.

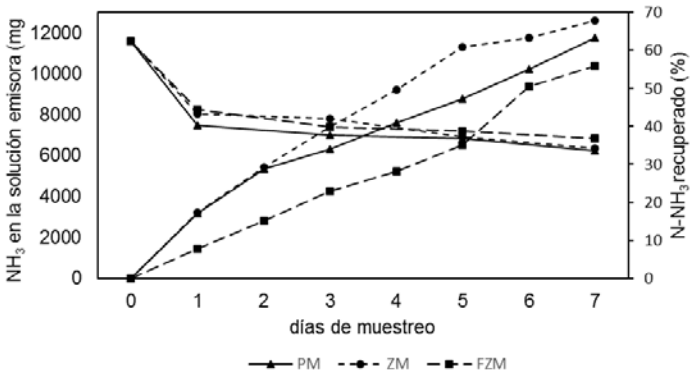


Figura 3. Cantidad (mg) de amoníaco en la solución emisora y porcentaje de recuperación de NH_3 en la solución ácida secuestrante, para los tres tipos de membrana (PM, ZM y FZM).

4. CONCLUSIONES

La recuperación de amoníaco a través de tres tipos de membranas permite concluir que aunque la mayor absorción se obtuvo con la membrana ZM (2466 ± 225 mg N), seguido de PM (2204 ± 250 mg N) y FZM (1464 ± 223 mg N), tanto PM como ZM presentaron una menor tasa de captura (g m^{-2} d^{-1}) (17,24 ± 2,51 PM, 18,09 ± 0,52 ZM, 65,72 ± 7,58 respectivamente)

Considerando el balance de N de la solución emisora al inicio y final de la experiencia, la tasa de recuperación de nitrógeno fue de 63,32% para PM, 67,96% para ZM y 55,85% para FZM.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aneja V. P., Arya S. P., Rumsey I. C., Kim D. S., Bajwa, K., Arkinson H. L., Williams C. M., 2008. Characterizing ammonia emissions from swine farms in Eastern North Carolina: Part 2 - Potential environmentally superior technologies for waste treatment. *J Air Waste Manage.* 58:9, 1145–1157. https://doi.org/10.3155/1047-3289.58.9.1145.

Beusen A., Bouwman A., Heuberger P., Van Drecht G., Van Der Hoek K., 2008. Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems. *Atmos. Environ.*, 42, 6067-6077. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.044.

Dube P. J., Vanotti M. B., Szogi A. A., García-González M. C. 2016. Enhancing recovery of ammonia from swine manure anaerobic digester effluent using gas-permeable membrane technology. *Waste Management*. 49, 372-377. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.011.EEA-European Environment Agency (2017). *Air quality in Europe.* EEA Report No 13/2017, Copenhagen. ISSN 1977-8449.

https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2017 (fecha de consulta: 18/09/2018).

Erisman J. W., Bleeker A., Hensen A., Vermeulen A., 2008. Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmos Environ.* 42, 3209-3217.

García-González M. C., Vanotti, M. B., 2015. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. *Waste Manage*. 38, 455-461. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.021.

Kafle G. K., Chen L., Glaze B., Tindall T., Yadanaparthi S. K. R., 2016. Aerobic treatment of liquid swine manure using polymer: Evaluation for ammonia emissions reduction and nitrogen retention. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*. 9:3, 257–263. https://doi.org/10.1016/j.eaef.2016.01.005.

Majd A. M. S., Mukhtar S., Kunz. A., 2012. Application of Diluted Sulfuric Acid for Manure Ammonia Extraction Using a Gas-Permeable Membrane. 2012 *Dallas, Texas*, July 29 - August 1, 2012, (January 2012). https://doi.org/10.13031/2013.42102

Majd A. M. S., Mukhtar S., 2013. Ammonia recovery enhancement using a tubular gas-permeable membrane system in laboratory and field-scale studies. *Transacciones de ASABE*. 56 (5): 1951-1958. (doi: 10.13031 / trans.56.10261)

MAPAMA, 2017. Inventario Nacional de Emisiones-Directiva Techos: Sumario Edición 1990-2015

https://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/documentoresumeninventariotechosespana-serie1990-2015_tcm30-378885.pdf (fecha de consulta: 18/09/2018)

Rothrock M. J., Szögi A. A., Vanotti M. B., 2010. Recovery of ammonia from poultry litter using gas permeable membranes. *Transacciones ASABE* 53, 1267–1275

Rothrock M. J., Szögi A. A., Vanotti M. B., 2013. Recovery of ammonia from poultry litter using gas permeable membranes. *Transacciones ASABE* 53:1267-1275.

Sutton M. A., Oenema O., Erisman J.W., Leip A., van Grinsven H., Winiwarter W., 2011. Too much of a good thing? *Nature*. 472, 159-161.

Vanotti M. B., Szog, A. A., 2011. Use of Gas-Permeable Membranes for the Removal and Recovery of Ammonia from High Strength Livestock Wastewater. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2011(1), 659–667. https://doi.org/10.2175/193864711802867405.

Vanotti M. B., Szogi, A. A., 2015. Systems and methods for reducing ammonia emissions from liquid effluents and for recovering ammonia. U.S. Patent 9,005,333 B1. U.S. Patent and Trademark Office.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación de la Unión Europea en virtud del proyecto Life + AMMONIA TRAPPING (LIFE15-ENV / ES / 000284) “Desarrollo de dispositivos de membrana para reducir las emisiones de amoníaco generadas por el estiércol en las granjas avícolas y porcinas”.

RESPUESTA DE MĀNUKA (LEPTOSPERMUM SCOPARIUM) A LA DIFERENTE DISTRIBUCIÓN DE BIOSÓLIDOS EN EL SUELO

Engracia Madejón[1], María Jesús Gutiérrez-Ginés[2], Nicholas Letho[3], Brett Robinson[4]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. IRNAS-CSIC, [2]Institute of Environmental Science and Research Limited (ESR) Christchurch Science Centre, Christchurch 8041. New Zealand, [3]Faculty of Agriculture and Life Sciences Lincoln University. New Zealand, [4]School of Physical and Chemical Sciences University of Canterbury. New Zealand, emadejon@irnase.csic.es

RESUMEN: Existen varias opciones en la aplicación de biosólidos a suelos. La mezcla con la superficie mediante laboreo, la aplicación en superficie sin labor o la aplicación en calles con un cierto laboreo son las técnicas más utilizadas. Cada uno de estos métodos tiene ventajas y desventajas, que dependen del suelo y del cultivo. En objetivo de este trabajo fue determinar la distribución de la raíz, el crecimiento y la composición de mānuka (especie endémica de Nueva Zelanda) en suelos enmendados con biosólidos utilizando un experimento con rizoboxes en los que los biosólidos se añadieron homogéneamente (mezclado en todo la superficie del suelo) o heterogéneamente (aplicados solamente en superficie o en una localización simulando una banda lateral). La adición de biosólidos (en cualquier forma de aplicación) causó beneficios importantes en el crecimiento de la mānuka. Las diferentes formas de aplicación de biosólidos modificaron la distribución de raíces en el suelo. A corto plazo, la aplicación homogénea parece ser la mejor opción, sin embargo, la aplicación en superficie es también una buena opción que conlleva una perturbación menos costosa. La aplicación de biosólidos directamente en la superficie del suelo, resulta en una banda de nutrientes altamente disponibles, y puede ser práctica en suelos que son difíciles de arar o si existe la necesidad de preservar la vegetación existente. La aplicación en calles podría ser una buena opción a medio-largo plazo porque las raíces de las plantas necesitan tiempo para alcanzar el área de aplicación de biosólidos.

PALABRAS CLAVE: Rizobox, Raíces, Gradiente de nutrientes, Aplicación de biosólidos.

1. INTRODUCCIÓN

La eliminación de biosólidos es un problema ambiental global. Debido a las altas concentraciones de nutrientes, especialmente nitrógeno (N) y fósforo (P), los biosólidos pueden reducir la necesidad de fertilizantes, especialmente en ambientes degradados en los que hay deficiencias de nutrientes para la planta.

En estos suelos degradados, las plantas responden a las deficiencias de nutrientes en el suelo mediante el aumento de la relación raíz: parte aérea (Marschner, 2012). Sin embargo, cuando la distribución de nutrientes en el suelo es heterogénea la estructura radicular puede cambiar. Algunas plantas responden a esta heterogeneidad proliferando las raíces hacia una zona rica en nutrientes, o aumentando su capacidad fisiológica para absorberlos (Hodge, 2009). Así, el comportamiento de búsqueda de nutrientes puede ser morfológico o fisiológico. Dentro de una especie, las respuestas de la raíz a la heterogeneidad de la fertilidad dependen de factores ambientales, incluido el tipo de suelo, la distribución geométrica de parches ricos en nutrientes, así como el tipo de nutrientes presentes en el parche (Hodge, 2009).

L. scoparium (mānuka) es una planta de la familia de las Mirtáceas y uno de los miembros de la flora leñosa autóctona de Nueva Zelanda más extensamente distribuidos. Es una especie pionera, que generalmente coloniza ambientes extremos. Se planta en bandas ribereñas en paisajes agrícolas, y también se utiliza para la restauración de suelos degradados normalmente añadiendo algún tipo de enmienda como los biosólidos (Esperschuetz y col., 2017).

La aplicación de biosólidos a los suelos puede realizarse en distintos modos: la mezcla con la superficie, la aplicación en la superficie sin labor o la aplicación en calles con un cierto laboreo. El objetivo de este trabajo fue determinar la distribución de la raíz, el crecimiento y la composición elemental de la planta de mānuka en suelos enmendados con biosólidos utilizando un experimento con rizoboxes en los que los biosólidos se han agregado homogéneamente (uniformemente mezclado en todo la superficie del suelo) o heterogéneamente (aplicados solamente en superficie o en una localización concreta simulando una banda lateral).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los rizoboxes constaban de un marco de madera y dos lados de vidrio, con dimensiones internas de 80 x 80 x 2,5 cm. Se colocaron en un ángulo de 30° para inducir el crecimiento de las raíces de las plantas a lo largo de uno de los lados transparentes, permitiendo la observación en tiempo real de la dinámica de crecimiento de la raíz. El suelo de los tres horizontes se empacó en tres capas de 25 cm de profundidad cada una. Se colocó una capa de 2 cm de grava en el fondo para mejorar el drenaje. Los biosólidos se aplicaron a una dosis de 150 g por rizobox (ac. 4% p / p del horizonte Ah). Se establecieron 4 tratamientos: (C) control del suelo sin biosólidos, (T) biosólidos aplicados en la superficie, (M) biosólidos mezclados homogéneamente en el horizonte Ah, y (P) biosólidos concentrados en un lado del rizobox (parche). Los biosólidos se tomaron en una planta de tratamiento de Kaikōura (NZ) donde pasaron por un tratamiento inicial de sedimentación y digestión anaerobia. Las características de este material se describen en Reis y col. (2017).

Las plántulas de mānuka se trasplantaron y se colocaron en un diseño de bloques al azar con tres replicados por tratamiento manteniéndose en el invernadero durante cuatro meses. Cuando las raíces del tratamiento de crecimiento más rápido (aplicación superior y mixta de biosólidos) alcanzaron los bordes del rizobox, los brotes se retiraron, se lavaron con agua desionizada y se secaron a 70°C. Una vez secas, las hojas se separaron de los tallos, se agruparon en una planta individual y se trataron por separado. Para la recolección de raíces, el material del suelo (suelo y raíces) de cada rizobox se dividió en nueve secciones de igual tamaño. Se recogieron las raíces de cada sector, se lavaron con agua del grifo, se amontonaron juntas (para cada sección), se secaron a 70 ° C y se pesaron.

Las submuestras de suelo y los biosólidos se secaron a temperatura ambiente y se analizaron para determinar la conductividad eléctrica en una relación suelo-agua de 1:5 (p:v). Las concentraciones solubles de amonio y nitrato en suelos y biosólidos se determinaron en muestras frescas, usando una extracción con KCl 2M.

Longitud total de la raíz se calculó mediante el software WinRHIZOTM (www.regent.qc.ca). Para analizar la distribución de las raíces en el Rhizobox, los dibujos de las raíces se dividieron en cuadrados de 20 x 20 cm, colocando el tallo en la parte superior media de uno de los cuadrados, y se midió la longitud de la raíz en cada cuadrado. Se compararon la longitud total de la raíz, longitud del tallo, peso seco de la planta, relación brote: raíz y concentración de elementos entre los tratamientos en los dos experimentos por separado con análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de comparación múltiple post hoc (prueba LSD, valor $p < 0,05$) utilizando el software IBM®SPSS® Statistics 22.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Desarrollo de raíces y brotes

Los tratamientos tuvieron efectos significativos en el desarrollo de raíz y tallo de mānuka. En el primer mes, la longitud total de la raíz no fue significativamente diferente entre los tratamientos (Tabla 1). Sin embargo, la longitud del brote en el control (C) fue significativamente menor que en los tratamientos (M) y (T), mientras que la longitud del brote del tratamiento (P) no fue significativamente diferente de los tratamientos C o M.

Tabla 1. La longitud total de la raíz (m) y distribución de la misma a diferentes profundidades en cada tratamiento.

	(C)	(P)	(M)	(T)
Mes 1				
Total	0,79 ± 0,19	0,98 ± 0,15	0,94 ± 0,38	1,02 ± 0,36
0-20 cm	0,69 ± 0,1	0,97 ± 0,15	0,94 ± 0,37	1,02 ± 0,36
20-40 cm	0,09 ± 0,09	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	
Mes 2				
Total	1,26 ± 0,13 a	2,76 ± 0,86 ab	4,37 ± 0,97 b	3,42 ± 0,67 b
0-20 cm	1,05 ± 0,11	2,14 ± 0,76	4,03 ± 0,88	3,03 ± 0,67
20-40 cm	0,19 ± 0,14	0,55 ± 0,13	0,23 ± 0,17	0,31 ± 0,03
Mes 3				
Total	1,84 ± 0,38 a	6,07 ± 0,23 ab	9,73 ± 2,00 b	10,7 ± 3,01 b
0-20 cm	1,46 ± 0,18	3,94 ± 0,5	7,52 ± 1,15	6,13 ± 1,88
20-40 cm	0,28 ± 0,14	1,94 ± 0,3	1,86 ± 0,72	3,91 ± 0,77
40-60 cm	0,08 ± 0,08	0,04 ± 0,04	0,06 ± 0,05	0,02 ± 0,02
Mes 4				
Total	3,15 ± 0,56 a	9,71 ± 0,83 ab	18,2 ± 3,95 b	17,6 ± 6,06 b
0-20 cm	2,42 ± 0,27	5,76 ± 1,02	11,17 ± 1,2	9,46 ± 3,22
20-40 cm	0,49 ± 0,13	3,45 ± 0,6	6,51 ± 2,63	7,04 ± 2,39
40-60 cm	0,15 ± 0,15	0,28 ± 0,14	0,34 ± 0,27	0,58 ± 0,34
60-80 cm	0,02 ± 0,02			

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Las raíces de los tratamientos C y P fueron delgadas con pocas raíces laterales, y el crecimiento fue principalmente vertical. Por el contrario, las raíces en los tratamientos M y T fueron más gruesas con más raíces laterales. A partir del segundo mes, la longitud total de la raíz fue significativamente mayor en los tratamientos M y T que en el control, concentrándose la mayor parte de la longitud de la raíz en la parte superior de los rizoboxes. Al final del experimento, el 95% y

el 88% de la biomasa de la raíz en M y T, respectivamente, se ubicaron en el horizonte superior. La longitud total de la raíz en el tratamiento C a lo largo del experimento fue significativamente menor que en los tratamientos M y T, pero las raíces se desarrollaron más verticalmente (Tabla 1).

Las raíces en el tratamiento P comenzaron a crecer preferentemente hacia el parche de biosólidos desde el segundo mes (Figura 1), aumentando la densidad de raíces delgadas en el parche y desarrollando más raíces laterales a la derecha de la raíz principal, donde parche de biosólido estaba localizado. En el segundo mes, también fue cuando el desarrollo del brote en el tratamiento con P comenzó a ser significativamente más alto que en el tratamiento C. La biomasa vegetal (brotes y raíces) obtenida para los tratamientos siguió la secuencia M≥T> P> C (datos no mostrados) consistente con los resultados obtenidos para el desarrollo de la planta (longitud del tallo y la raíz). No hubo diferencias significativas en la relación de brotes: biomasa de raíces entre los tratamientos. El análisis del suelo en los rizoboxes indicó un gradiente horizontal de nitrato del parche de biosólidos (Tabla 2). Este gradiente también fue evidente para EC, pero no para el amonio.

Tabla 2. Valores medios de parámetros del suelo en el horizonte superior de los rizoboxes al final del experimento. En el tratamiento Control los resultados indican el análisis en todo el horizonte. En el tratamiento P, los resultados indican el análisis en cada cuadrante. A2 se dividió para poder detectar un gradiente, A3 es el cuadrante donde se localizó el parche de biosólidos.

Trat		**Control**	**P**			
Cuadrante		**Ah horizon**	**A1**	**A2 izquierda**	**A2 derecha**	**A3**
NO_3^- -N	mg kg^{-1}	< 0,05	< 0,05	< 0,05	6,1	18,3
NH_4^+ -N	mg kg^{-1}	15,3	17,3	16,4	13,9	29,5
CE	µS cm^{-1}	63	75	79	108	191

Estudios previos (Reis y col., 2017) muestran que las raíces de mānuka siguen un gradiente horizontal de nitrato hasta que alcanzan la fuente en el parche de biosólidos. Este comportamiento de búsqueda de nutrientes, especialmente de N explica la efectividad de la planta para obtener nutrientes en suelos pobres donde generalmente crece (Stephens y col., 2005). Aunque la mānuka crece naturalmente en ambientes de baja fertilidad se ha demostrado que su crecimiento se ve reforzado por la adición de nutrientes (Esperschuetz y col., 2017).

4. CONCLUSIONES

Independientemente del tipo de aplicación (en la superficie, mezclado en el suelo o concentrado en un parche), la mānuka creció mejor y en presencia de biosólidos que en el control sin biosólidos. Las diferentes formas de aplicación de biosólidos modificaron la distribución de raíces en el suelo observándose un aumento número de raíces delgadas cerca o en el parche de biosólidos. Esta adaptación para capturar nutrientes en suelos con bajos requerimientos de nutrientes permite que mānuka se beneficie, ya sea por pequeñas dosis de biosólidos o por el gradiente de nitrato producido por el parche de biosólidos. A corto plazo, la aplicación homogénea parece ser la mejor opción, sin embargo, la aplicación en superficie es también una buena opción que conlleva una perturbación menos costosa. La aplicación lateral de biosólidos en la superficie del suelo, resulta en una banda de N disponible, y puede ser práctica en suelos que son difíciles de arar o si existe la necesidad de preservar la vegetación existente. La aplicación

en calles podría ser una buena opción a medio-largo plazo porque las raíces de las plantas necesitan tiempo para alcanzar el área de aplicación de biosólidos.

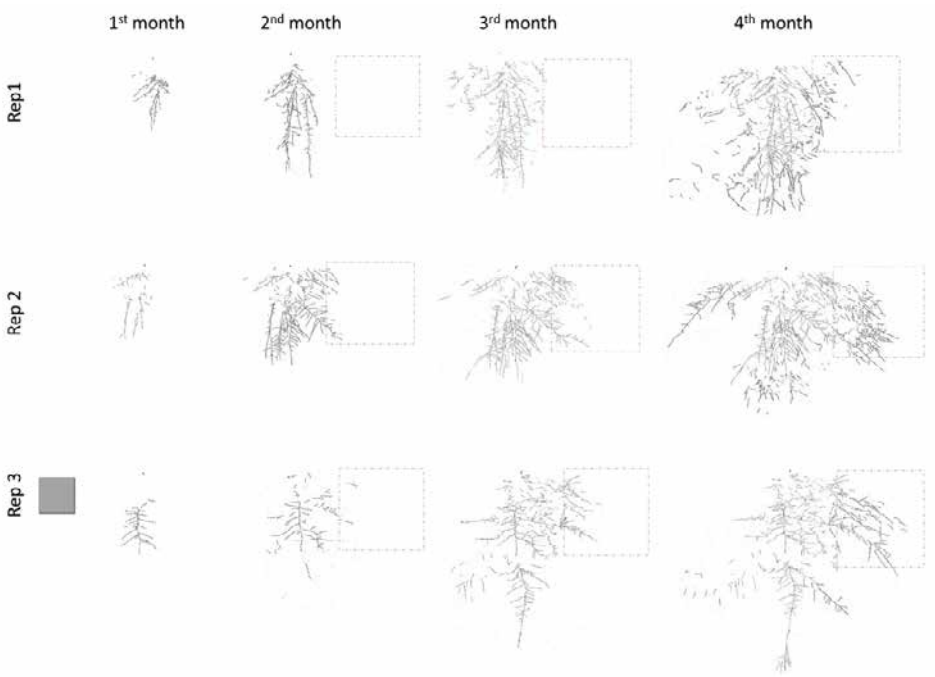


Figura 1. Desarrollo de raíces de mānuka creciendo en las tres réplicas del tratamiento con parche (P) de biosólido. El cuadrado gris representa la escala de 20 cm x 20 cm. El cuadrado discontinuo representa el área donde se localizó el parche de biosólidos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Esperschuetz J., Balaine N., Clough T., Bulman, S. Dickinson N.M., Horswell J., Robinson B.H., 2017. The potential of L. scoparium, K. robusta and P. radiata to mitigate N-losses in silvopastural systems. *Environ. Pollut.* 225, 12–19.

Hodge A., 2009. Root decisions. *Plant Cell Environ.* 32, 628–640.

Marschner P., 2012. Chapter 15 - Rhizosphere Biology, in: Marschner, P. (Ed.), Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants (Third Edition). Academic Press, San Diego, pp. 369–388.

Reis F.V.P., Gutiérrez-Ginés M.J., Smith C.M.S., Lehto N.J., Robinson B.H., 2017. Mānuka (Leptospermum scoparium) roots forage biosolids in low fertility soil. *Environ. Exp. Bot.* 133, 151–158.

Stephens J.M.C., Molan P.C., Clarkson B.D., 2005. A review of Leptospermum scoparium (Myrtaceae) in New Zealand. *N. Z. J. Bot.* 43, 431–449.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Centro para la Investigación Integral de Bioresiduos de NZ, que financió este estudio. La Dra. MJ Gutiérrez-Ginés realizó el trabajo dentro del marco de una beca otorgada por la Fundación Ramón Areces. La Dra. E. Madejón agradece el apoyo financiero para su trabajo en la Universidad Lincoln, Nueva Zelanda, del Programa Salvador de Madariaga del MECD español.

SUSTITUCIÓN PARCIAL DE UN SUSTRATO COMERCIAL POR MATERIALES ORGÁNICOS AVANZADOS COMO MEDIOS DE CULTIVO PARA LA PRODUCCIÓN DE ADELFA

María Pilar Gomis, María Ángeles Bustamante, José Antonio Sáez, Concepción Paredes, Alberto Vico, María Dolores Pérez-Murcia

Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), mpilargom@hotmail.com

RESUMEN: La demanda de materiales alternativos a la turba en cultivos sin suelo se une a la necesidad de encontrar medios de transición adecuados que aseguren la pervivencia de las plántulas utilizadas en tareas de reforestación o recuperación de suelos con riesgo de degradación. Los materiales orgánicos estabilizados como el compost y el vermicompost pueden presentar unas propiedades adecuadas para su uso como medio de cultivo de transición, que los convierte en sustitutos idóneos de la turba para mejorar la pervivencia y desarrollo de las especies implantadas en el suelo. En este trabajo se han evaluado las propiedades como medios de cultivo de diferentes sustratos binarios elaborados utilizando como ingredientes un compost de origen urbano y un vermicompost de origen vegetal, así como su efecto sobre el desarrollo de la especie vegetal adelfa (*Nerium oleander* L.). Los medios de cultivo fueron preparados mezclando los respectivos materiales orgánicos (compost o vermicompost) con el sustrato comercial (turba) en las proporciones de 20%, 40%, 60% y 80% en volumen de cada material, y su efecto se comparó frente a un tratamiento control formado por un sustrato comercial de turba al 100%. En las diferentes mezclas se estudiaron propiedades físico-químicas y físicas, mientras que en la especie vegetal se evaluaron parámetros asociados a su desarrollo, como parámetros de calidad y rendimiento. Los resultados mostraron que las mezclas elaboradas presentaron unas adecuadas propiedades físicas para su uso como sustrato, observándose diferencias en los parámetros en planta en función de la proporción y tipo de material orgánico utilizado.

PALABRAS CLAVE: compost, vermicompost, supervivencia, repoblación, semillero.

1. INTRODUCCIÓN

El sector del cultivo sin suelo exige anualmente un volumen importante de materiales que actúan como soporte para la planta y además permiten la nutrición mineral adecuada, así como el intercambio de fluidos. Uno de los materiales más ampliamente utilizado como sustrato es la turba, el cual lleva asociado un importante impacto medioambiental relacionado con su explotación (Bustamante y col., 2008). Por otra parte, la restauración de suelos degradados y el aseguramiento de la cobertura vegetal mínima son estrategias empleadas para evitar la erosión y desertificación. Para esto se necesita el desarrollo de plántulas eficientes que aseguren la supervivencia nutricional una vez sean implantadas en suelos donde pueden estar sometidas a condiciones extremas. Así pues, las estrategias de cultivo de estas especies basadas en el uso de medios de cultivo de transición, constituidos por materiales orgánicos con valor añadido como el compost o vermicompost, pueden permitir aumentar la pervivencia de la especie trasplantada además de reducir la demanda de turba. Por tanto, el principal objetivo de este trabajo fue el estudio de las propiedades físicas y físico-químicas como medios de cultivo de diferentes sustratos binarios,

obtenidos a partir de compost de origen urbano y un vermicompost de origen vegetal, y estudiar la viabilidad de su uso como sustituto parcial de un sustrato comercial de turba en el cultivo de adelfa (*Nerium oleander* L.).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

En este experimento se han utilizado dos materiales orgánicos estabilizados, un compost obtenido a partir de la mezcla de lodo procedente de la estación depuradora de aguas residuales de Algorós (Elche, Alicante) y caña de río (*Arundo donax* L.) triturada de la misma zona, en una proporción de 85,3% de lodo y 14,7% de caña, respecto a materia fresca, y un vermicompost obtenido a partir de restos de poda, constituidos por especies cespáceas, arbustivas y arbóreas, constituyendo estos ingredientes el 100% de la masa, expresado sobre materia húmeda, mediante la acción de la lombriz roja de California (*Eisenia foetida*). Las principales características de los materiales utilizados se muestran en la Tabla 1. Se elaboraron mezclas utilizando los materiales orgánicos estabilizados (compost y vermicompost) junto con un sustrato comercial principalmente compuesto por un 70% de turba rubia poco descompuesta y un 30% de fibra de coco. El sustrato comercial se mezcló con cada uno de los materiales orgánicos en las siguientes proporciones en volumen (v:v): 0%, 20%, 40%, 60% y 80% de material orgánico (compost o vermicompost), obteniendo un total de 10 tratamientos, utilizando al sustrato comercial como tratamiento control. Las mezclas se dispusieron en bandejas, donde a continuación se procedió a la siembra de la adelfa (*Nerium oleander* L.) y posteriormente las bandejas, constituidas por 40 alveolos, fueron colocadas de forma aleatoria para obtener mayor representatividad.

Tabla 1. Principales características físico-químicas y químicas de los materiales empleados en los sustratos binarios ensayados.

Parámetro	Turba comercial	Compost	Vermicompost
pH (1:5) (v:v)	4,96	7,1	7,5
CE (1:5) (v:v) (dS m^{-1})	0,77	4,92	2,20
Materia orgánica total (%)	93,2	42,3	66,4
Carbono orgánico total (%)	44,9	21,9	32,0
Nitrógeno total (%)	1,22	2,24	2,88
Relación C/N	36,8	9,78	11,1

CE: conductividad eléctrica.

2.2. Métodos analíticos y estadísticos

En los sustratos elaborados y en los materiales orgánicos (compost y vermicompost), el pH y la conductividad eléctrica se midieron en el extracto acuoso (1:5, v/v), mientras que las propiedades físicas estudiadas se determinaron según los métodos utilizados por Bustamante y col. (2008). Para analizar la incidencia de los tratamientos establecidos, se utilizó un análisis MLG-Univariante con contraste post-hoc Tukey-b en función del tipo de material orgánico utiliza-

do en los medios de cultivo (compost o vermicompost) y en función de la proporción de sustitución de la turba comercial. Para realizar este análisis estadístico se utilizó el programa estadístico SPSS 15.0.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Propiedades físicas y físico-químicas de los sustratos

Tabla 2. Características físicas y físico-químicas de los sustratos elaborados.

	Efecto del tipo de material orgánico					
	pH	**CE (dS m^{-1})**	**DA (g cm^{-3})**	**EPT (%)**	**Contracción (%)**	**CA (%)**
Sustrato ideal1	*5.2-6.3*	*< 0.5*	*≤ 0.4*	*> 85*	*< 30*	*20-30*
Turba	4,99a	0,77a	0,085a	95,0c	14,9b	44,3b
Compost	6,84b	3,48c	0,265c	86,7a	10,2a	37,1a
Vermicompost	7,05c	1,60b	0,180b	90,1b	12,2a	44,4b
F-ANOVA	27,08***	8322***	3603***	67,7***	10,4***	273,9***
	Efecto de la proporción de material orgánico					
Proporción	**pH**	**CE (dS m^{-1})**	**DA (g cm^{-3})**	**EPT (%)**	**Contracción (%)**	**CA (%)**
0%	4,99a	0,77a	0,085a	95,0d	14,9b	44,3d
20%	6,90bc	1,80b	0,146b	92,1c	10,3a	43,6d
40%	6,75b	2,39c	0,209c	89,2b	11,0a	42,0bc
60%	7,02c	2,81d	0,239d	87,6b	9,42a	40,9b
80%	7,09d	3,17e	0,297e	84,7a	14,0b	36,6a
F-ANOVA	13,49***	817***	1953***	52,9***	10,3***	45,4***

[1] Según Abad y col. (2001). CE: conductividad eléctrica; DA: densidad aparente; EPT: espacio poroso total; CA: capacidad de aireación. *** Significación a P < 0,001. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P < 0,05).

En la Tabla 2 se muestran los principales parámetros físico-químicos y físicos estudiados en las mezclas elaboradas con los materiales orgánicos estabilizados (compost y vermicompost). El tipo de material utilizado y la proporción tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre el pH y la conductividad eléctrica de los sustratos. La adición porcentual al medio de cultivo de los materiales sustitutos a la turba supuso un incremento en los valores del pH y la conductividad eléctrica respecto al tratamiento control, lo cual ha sido observado en experimentos previos de sustitución de turba por compost (Bustamante y col., 2008; Ceglie y col., 2015), excediendo, en general, los valores establecidos como óptimos para un sustrato (Noguera y col., 2003). Sin embargo, todos los sustratos mostraron unos valores adecuados para los parámetros físicos,

como la densidad aparente, el espacio poroso total y la contracción, ya que estuvieron dentro del rango de valores para un sustrato ideal, observando una influencia estadísticamente significativa tanto para el tipo de material empleado como ingrediente (compost o vermicompost), como para la proporción del mismo en la mezcla. Por otra parte, los valores de la capacidad de aireación, propiedad limitante para el uso de un material como sustrato, fueron superiores a los del sustrato comercial de turba para todas las mezclas ensayadas, lo que indica la idoneidad de estos materiales como sustrato de cultivo. Este hecho debe ser tenido en cuenta, ya que implica el uso de un riego frecuente en pequeñas cantidades, por lo que se pueden producir fácilmente pérdidas por lixiviación (Bustamante y col., 2008).

3.2. Efectos sobre el material vegetal

El peso de la parte aérea, según el tipo de material orgánico, presentó diferencias significativas para peso fresco, no mostrándolas para el peso seco (Figura 1). Según el efecto de la proporción de sustitución, dicho parámetro presentó valores más significativos para las distintas variables. Se observaron tendencias parecidas para peso fresco y peso seco, disminuyendo en el porcentaje de sustitución de 20% respecto al tratamiento control y luego aumentando conforme aumenta dicho porcentaje.

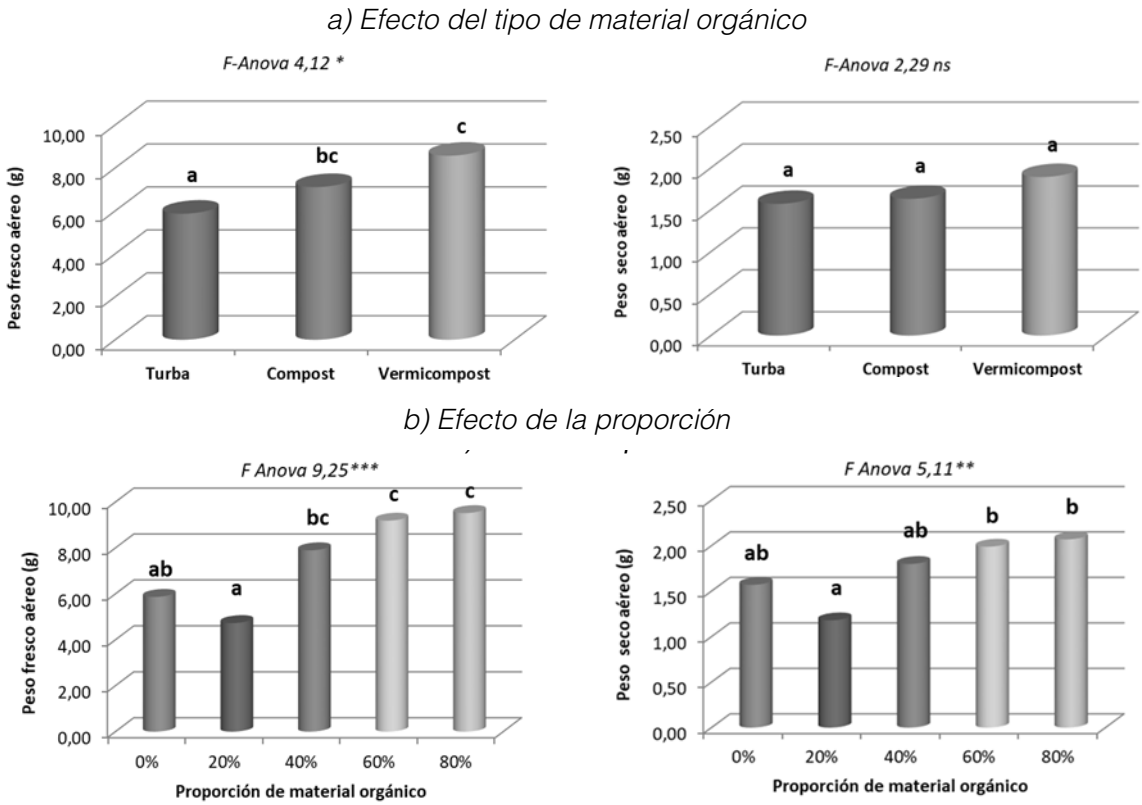


Figura 1. a) Efecto del tipo de material orgánico; b) efecto de la proporción de material orgánico (compost o vermicompost) sobre el peso fresco (izquierda) y peso seco (derecha) de la parte aérea.

El peso de la raíz, según el tipo de material orgánico, presentó diferencias significativas para peso fresco y no significativas para peso seco (Figura 2). Según el efecto de la proporción de

sustitución, el parámetro aumentó conforme lo hizo el porcentaje de sustitución, pero presentó valores muy similares para los porcentajes de 20, 40 y 60%. Para el peso seco, según la proporción las diferencias entre las variables no presentaron significación.

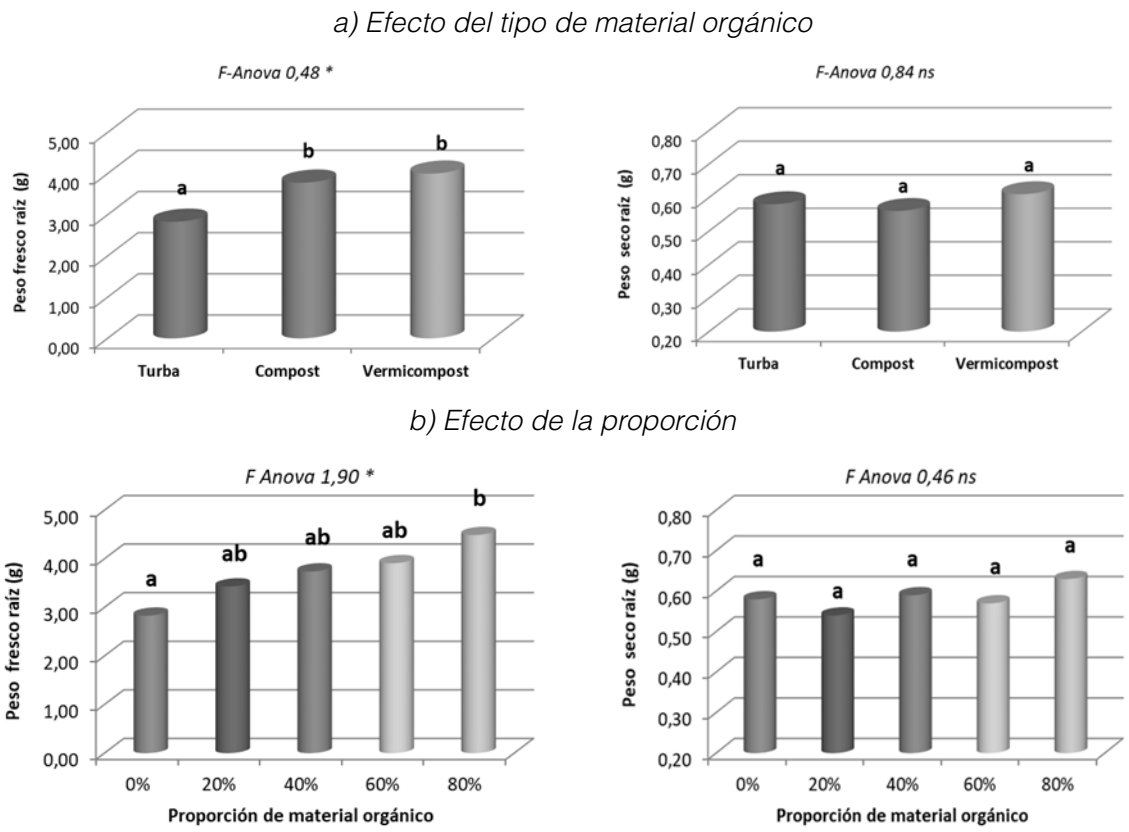


Figura 2. a) Efecto del tipo de material orgánico; b) efecto de la proporción de material orgánico (compost o vermicompost) sobre el peso fresco (izquierda) y peso seco (derecha) de raíz.

4. CONCLUSIONES

Las mezclas elaboradas a base de compost o vermicompost mostraron, en general, unas adecuadas propiedades para su uso como sustrato, con valores dentro de un rango óptimo, sobre todo para las mezclas que contenían vermicompost. Respecto a la biomasa de planta obtenida, los resultados fueron más favorables en el caso de las mezclas que contenían compost o vermicompost respecto al control de turba, obteniendo los mejores resultados en los porcentajes de sustitución del 40%, 60% y 80%.

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.

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. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 792-799.

Ceglie F.G., Bustamante M.A., Amara M.B., Tittarelli F., 2015. The challenge of peat substitution in organic seedling production: optimization of growing media formulation through mixture design and response surface analysis. *Plos One* 10(6): e0128600. doi:10.1371/journal.pone.0128600.

Noguera P., Abad M., Puchades R., Maquieira A., Noguera V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34, 593-605.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren dar las gracias al personal del vivero forestal de Guardamar del Segura de la Generalitat Valenciana y a su director, Felipe Gil, por permitir el uso de sus instalaciones y por su ayuda en el desarrollo de la experiencia.

USO DE BIOCHARS DE RESIDUOS AGRÍCOLAS EN LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON ELEMENTOS TRAZA

Paloma Campos[1], Rafael López[1*], M. Elena Fernández-Boy[2], Heike Knicker[1], José M. De la Rosa[1*]

*[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla (España), [2]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, Profesor García González 1, 41012 Sevilla (España), *rlnunez@irnase.csic.es, jmrosa@irnase.csic.es*

RESUMEN: La descontaminación de los suelos afectados por el accidente minero de Aznalcóllar (1998) requirió de un enorme esfuerzo técnico y económico. Sin embargo, aún existen aproximadamente 200ha de suelos con altos contenidos en elementos traza y bajo pH. En este trabajo se ha estudiado el efecto de la enmienda con biochar en dos suelos (remediado y altamente contaminado) afectados por el vertido minero. Para ello se han empleado biochars producidos a partir de cascarilla de arroz y hueso de aceituna a diferentes condiciones de pirolisis (tiempo y temperatura). Los suelos se mezclaron con biochar en cantidades equivalentes a 0, 2, 5 y 10% p/p, se incubaron y posteriormente se realizó la siembra de semillas certificadas de *Brassica rapa pekinensis*. Se determinó la germinación de semillas, la producción de biomasa y la disponibilidad de los elementos traza. La aplicación de biochar mejoró las propiedades del suelo, elevando la capacidad de retención hídrica del suelo e incrementando la productividad de biomasa vegetal.

PALABRAS CLAVE: Enmienda orgánica, estabilidad de elementos traza, valorización, residuos agrícolas, biochar.

1. INTRODUCCIÓN

En 1998, la rotura de la balsa de decantación de la explotación minera de Aznalcóllar (SW, España) vertió 4,5 Hm^3 de aguas ácidas y lodos tóxicos en las orillas del río Guadiamar afectando 4286 ha de los suelos ubicados río abajo. A pesar de los trabajos de limpieza sin precedentes realizados para eliminar los suelos contaminados, aún no se han recuperado más de 200 Ha (Madejón y col., 2018). En ellos, la contaminación debida a la alta concentración de algunos elementos traza y bajo pH persisten. Se han empleado diversas enmiendas orgánicas e inorgánicas en los suelos afectados por el vertido minero. La aplicación de enmiendas "*in situ"* en estos suelos ha sido previamente estudiada por otros autores (Burgos y col., 2008). Estos tratamientos pretenden la inmovilización de los contaminantes en el suelo, evitando los altos costes o el deterioro de la estructura del mismo causado por las técnicas extractivas. Sin embargo, las técnicas de estabilización de contaminantes mediante la aplicación de enmiendas no son totalmente efectivas debido entre otros factores a la degradación en el tiempo de estas enmiendas. Por ello, se propone en este trabajo el uso de biochar como enmienda, por su potencial estabilidad química. Además, permitirá mejorar las propiedades del suelo gracias a su alta superficie específica y contenido en carbono (De la Rosa y col., 2014). Los biochars son el subproducto sólido de la pirolisis de biomasa. Su heterogeneidad es debida a que su composición dependerá de las condiciones de pirolisis y la materia prima (Zhang y col., 2013). Para nuestro objetivo se estudiarán biochars

producidos a partir de dos residuos orgánicos diferentes para evaluar las diferencias en la remediación de estos suelos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Materiales

Los suelos estudiados (Typic Xerofluvent o fluvisol; Clemente y col., 2000) fueron tomados en la margen derecha del río Guadiamar en la posición 37° 23' 7.152"N, 6° 13' 43.1754", a unos 10 km río abajo de la balsa causante del vertido de Aznalcóllar (1998). Se estudiaron dos tipos de suelo: Suelo altamente contaminado (HPS) y suelo remediado (RS). Los suelos recogidos fueron secados a 40ºC durante 48h y tamizados <2mm.

Los biochars empleados se produjeron a partir de hueso de aceituna (Pi) y cascarilla de arroz (Ri), que se sometieron a pirólisis en un reactor de 0,64L de acero inoxidable equipado con control de la entrada y salida de gases. Los biochars empleados en este estudio han sido producidos a 400ºC y 500ºC durante 1h y 4 h de pirolisis (Pi400_1, Pi500_1, Pi500_4, Ri400_1, Ri500_1 y Ri500_4).

2.2. Experimento en condiciones controladas (invernadero)

2.2.1. Experimento de incubación de los suelos enmendados

Se realizaron mezclas suelo y biochar al 2%, 5% y 10% p/p (esta última únicamente para los biochars de 500ºC). Se hicieron 4 réplicas de cada tratamiento y también controles sin enmienda. Se ajustó la capacidad de campo de la mezcla al 60% de la capacidad de retención de hídrica y se mantuvo constante durante los 60 días añadiendo el agua perdida diariamente.

Se determinaron las concentraciones de elementos traza en distintas fases según el método de extracciones secuenciales basado en el método oficial del programa de Estándares, Medidas y comprobación de la Comisión Europea, modificado por Rauret y col. (2001) después de 1 semana, 2 semanas, 1 mes y 2 meses (fin de la incubación).

2.2.2. Experimento de invernadero con plantas

Se realizó un experimento en invernadero de 63 días en condiciones controladas. En cada maceta se sembraron tres semillas de *Brassica rapa pekinensis*. Se evaluó la tasa de germinación y la producción de biomasa vegetal. Para ello la biomasa se cortó, secó (72h a 50ºC) y pesó.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización general

La pirólisis incrementó el pH y el contenido en carbono de todos los biochars, mientras que la capacidad de retención hídrica solo es muy alta en los biochars de cascarilla de arroz (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización general de los suelos y biochars estudiados.

	pH	Capacidad de retención de agua (%)	CT (g kg^{-1})	NT (g kg^{-1})
RS	6,34±0,28	51±1	2,9±0,0	
HPS	3,85±0,04	33±2	2,4±1,0	
Ri400_1	9,14±0,03	121±22	501±3	5,2±0,3
Ri500_1	10,47±0,01	438±4	518±1	6,2±0,1
Ri500_4	10,30±0,01	450±10	522±3	5,7±0,1
Pi400_1	7,23±0,05	28±2	775±1	3,3±0,1
Pi500_1	8,47±0,15	30±3	838±1	3,6±0,0
Pi500_4	9,15±0,16	60±1	839±3	3,7±0,2

CT: Carbono Total. NT: Nitrógeno total. Los resultados se expresan con la media y la desviación estándar.

3.2. Cambios en la capacidad de retención de hídrica en los suelos enmendados con biochar

La materia prima utilizada y las condiciones de pirolisis de la producción de los biochars son determinantes en su capacidad de retención hídrica (Mollinedo y col., 2015). La cascarilla de arroz aumentó la capacidad de retención hídrica de ambos suelos para todas las dosis empleadas (Figura 1). Esto se debe probablemente a su elevada capacidad de retención de agua y su naturaleza hidrófila. Sin embargo, el biochar de hueso de aceituna aumentó la capacidad de retención de agua del suelo con las condiciones 500ºC-4h (Figura 1). En concordancia con Narzari y col. (2017), disminuye la hidrofobicidad de los biochars estudiados al aumentar la temperatura y tiempo de pirolisis, debido al incremento de la porosidad y a la pérdida de grupos funcionales alifáticos.

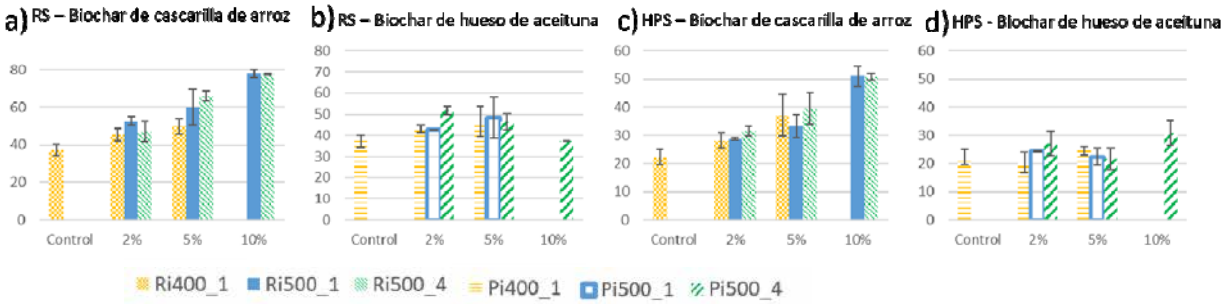


Figura 1. Capacidad de retención de agua (%) de los suelos enmendados con biochars. a) Suelo remediado enmendado con biochars de cascarilla de arroz. b) Suelo remediado enmendado con biochars de hueso de aceituna. c) Suelo altamente contaminado enmendado con biochars de cascarilla de arroz. d) Suelo altamente contaminado enmendado con biochars de hueso de aceituna. Las barras de error muestran la desviación estándar (s.d).

3.3. Efectos de la aplicación de biochar sobre la movilidad de elementos traza

Los datos preliminares no muestran cambios significativos en los contenidos de Sr y Zn con la aplicación de los biochars. Se observa un leve incremento del contenido en la fase IV, la más estable, lo que indicaría una tendencia a estabilizar estos elementos traza. Sin embargo, es necesario llevar a cabo un estudio a más largo plazo.

3.4. Efectos de la aplicación de biochar sobre la germinación de semillas

La Figura 2 muestra los efectos de la enmienda en cuanto a la tasa de germinación. No se observaron diferencias para el suelo remediado (RS), mientras que en el suelo altamente contaminado (HPS) se incrementó la germinación de manera proporcional con la dosis de biochar de cascarilla de arroz.

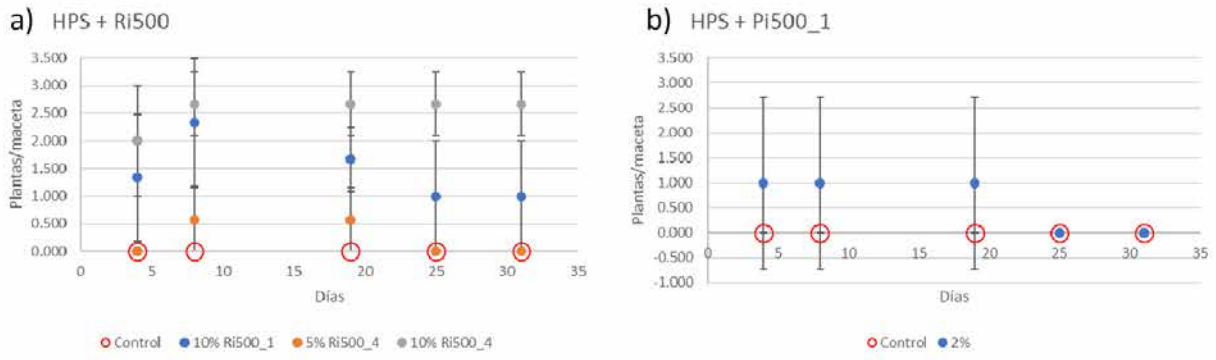


Figura 2. Evolución del número de semillas germinadas por maceta en suelos altamente contaminados para: a) enmienda con biochars de cascarilla de arroz y b) enmienda con biochar de hueso de aceituna.

3.5. Producción de biomasa

Para RS, los biochars de cascarilla de arroz obtienen mejores resultados en la producción de biomasa (hoja-tallo) frente al control, excepto 5% de Ri400_1 y Ri500_4 (Figura 3). Sin embargo, los biochars de hueso de aceituna no alteraron la producción de biomasa en comparación con el control, a excepción de Pi500_1 al 5% y Pi500_4 2% y 10% (Figura 3). La incorporación de biochar al suelo mejora el crecimiento de la planta (Ali y col., 2017).

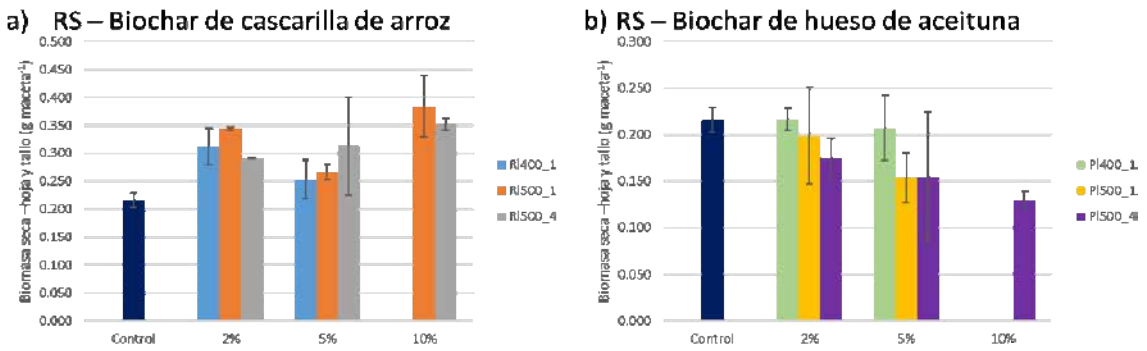


Figura 3. Biomasa producida por maceta (g maceta^{-1}) de los suelos enmendados con biochars.
a) Suelo remediado control y enmendado con biochars de cascarilla de arroz.
b) Suelo remediado control y enmendado con biochars de hueso de aceituna.

4. CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la aplicación de biochar en suelos contaminados con elementos traza puede facilitar la estabilización de ciertos elementos traza.

La aplicación de biochar incrementa la capacidad de retención hídrica del suelo, especialmente para la cascarilla de arroz. La aplicación de biochar al suelo altamente contaminado con elementos traza, seguido de una incubación de la mezcla mejoraron la tasa de germinación de *Brassica*. Los resultados con *Brassica* muestran un incremento del crecimiento de las plantas y una mayor producción de biomasa con los biochars de cascarilla de arroz. Por otra parte, los biochars producidos a partir de hueso de aceituna no mejoraron significativamente los resultados para el suelo previamente remediado.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ali A., Guo D., Zhang Y., Sun X., Jiang S., Guo Z., Huang H., Liang W., Li R., Zhang Z., 2017. Using bamboo biochar with compost for the stabilization and phytotoxicity reduction of heavy metals in mine-contaminated soils of China. *Nature. Scientific Report* 7, 2690.

Burgos P., Pérez-de-Mora A., Madejón P., Cabrera F., Madejón E., 2208. Trace elements in wild grasses: a phytoavailability study on a remediated field. *Environ. Geochem. Health* 30, 109-114.

Clemente L., Cabrera F., García L.V., Cara J.S., 2000. Reconocimiento de suelos y estudio de su contaminación por metales pesados en el valle del Guadiamar. Edafología 7-3, 337-349

De la Rosa J.M., Paneque M., Miller A.Z., Knicker H., 2014. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of Lolium perenne on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. *Sci. Total Environ.* 499, 175-184.

Madejón P., Domínguez M.T., Madejón E., Cabrera F., Marañon T., Murillo J.M., 2018. Soil-plant relationships and contamination by trace elements: A review of twenty years of experimentation and monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) mine accident. *Sci. Total Environ.* 625, 50-63

Mollinedo J., Schumacher T. E., Chintala R., 2015. Influence of feedstocks and pyrolysis on biochar's capacity to modify soil water retention characteristics. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 114, 100-108.

Narzari R., Bordoloi N., Sarma B., Gogoi L., Gogoi N., Borkotoki B., Kataki R., 2017. Fabrication of biochars obtained from valorization of biowaste and evaluation of its physicochemical properties. *Bioresource Technol.* 242, 324-328.

Rauret G., López-Sánchez J. F., Lück D., Yli-Halla M., Muntau H., Quevauviller Ph., 2001. The certification of the extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in freshwater sediment following a sequential extraction procedure. BCR-701. EUR 19775 EN

6. AGRADECIMIENTOS

Se agradece al MINEICO, a la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) la financiación del proyecto BIOREMEC (CGL2016-76498-R). P. Campos agradece a la "Fundación Tatiana Pérez de Guzmán el Bueno" la financiación de su beca doctoral.

USO DE COMPOST DE FRACCIÓN SÓLIDA DE PURÍN DE CERDO PARA LA FITO/BIO-DEGRADACIÓN DE FLUÍDO TERMOTRANSPORTADOR

Rafael Clemente[1], Elena Arco-Lázaro[1], M. José Álvarez-Robles[1], Ana Alcoceba[2], Isabel Bertol[2], Silvia Real[2], M. Pilar Bernal[1]

[1]Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia, rclemente@cebas.csic.es, [2]AUDECA S.L.U., C/ Albasanz, 65 4ª Planta, Edificio América III, 28037 Madrid

RESUMEN: El uso de compost, tanto para la estimulación de la degradación microbiana de contaminantes orgánicos en suelos (bio-degradación) como para facilitar el crecimiento de plantas en estos (fito-degradación), resulta de interés debido a la estabilidad de este material y su efecto a largo plazo en el suelo. El fluido termotransportador (HTF) de las centrales termosolares está compuesto por una mezcla de bifenilo y óxido de difenilo, y ante la eventual contaminación de suelos durante procesos de mantenimiento resulta de interés el desarrollo de técnicas de fito-recuperación del suelo afectado. El objeto del estudio fue determinar la eficacia del compost de purín en la fito-recuperación de suelos contaminados por HTF y, además, plantear alternativas de gestión del material vegetal obtenido. Se realizó un experimento de campo utilizando contenedores (600 L) donde se añadieron 400 kg de suelo de una central termosolar con y sin compost de fracción sólida de purín de cerdo (5%), con y sin contaminar con HTF (5 g kg^{-1}), y se cultivó cardo mariano y girasol. Tras 4 meses de experimentación se observó un mayor crecimiento de las plantas y una mayor degradación de los contaminantes en los suelos tratados con compost, especialmente en aquellos sembrados con cardo mariano. Las plantas mostraron menor concentración de bifenilo y óxido de difenilo en los contenedores con compost. El uso del compost resultó adecuado para promover la fito/bio-degradación de los compuestos del HTF en el suelo, dando lugar a una biomasa vegetal susceptible de ser revalorizada mediante compostaje o por digestión anaerobia.

PALABRAS CLAVE: Bifenilo; Óxido de difenilo; cardo mariano; girasol; revalorización.

1. INTRODUCCIÓN

La recuperación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos continúa siendo una tarea pendiente en la UE y en España en particular. Aunque el suelo actúa como depositario último de estos compuestos, la mayoría son susceptibles de ser degradados por los microorganismos del suelo, y los métodos de descontaminación de suelos contaminados con contaminantes orgánicos se han basado en la estimulación de la actividad de estos microorganismos, o en su inoculación y la colonización del suelo por microorganismos exógenos capaces de degradar estos compuestos.

Los procesos biotecnológicos conocidos como fito-tecnologías persiguen la degradación de los contaminantes orgánicos del suelo mediante el uso de plantas, enmiendas del suelo y prácticas agronómicas. El principal problema de los procesos de fito-degradación consiste en que no suelen ser rentables económicamente y, por tanto, su ejecución en condiciones reales se ve muy limitada. El uso de especies que sean capaces de aportar un valor añadido al proceso de recuperación es, por tanto, un paso necesario para la implantación de estas tecnologías. En este aspecto, los cultivos energéticos o de biomasa presentan un especial interés por el posible be-

neficio, no sólo económico sino también medioambiental (reducción emisiones CO_2, secuestro de C, cambios indirectos de uso de suelo), que su uso supondría. Especies de origen silvestre como *Silybum marianum* (cardo mariano) han demostrado su utilidad en experimentos de fito-estabilización de suelos contaminados con elementos traza, y su potencial uso como cultivo energético ha sido recientemente estudiado (Domínguez y col., 2017). Otras especies más comunes, como el girasol (*Helianthus annuus*), se están utilizando en experiencias de fito-estabilización de suelos contaminados y su conocido potencial energético está siendo evaluado como una vía de rentabilización del proceso de recuperación (Bernal y col., 2017).

Los fluidos de transferencia térmica (HTF) utilizados en centrales termosolares están formados por una mezcla de bifenilo y difenil éter (u óxido de difenilo). Según el RD 9/2005, ambos compuestos presentan un riesgo medioambiental al ser sustancias tóxicas y pueden ser considerados como contaminantes emergentes cuya degradación en el suelo, así como otras opciones de descontaminación deben ser estudiadas. Las técnicas de fito-recuperación mencionadas anteriormente están claramente indicadas para el tratamiento de suelos contaminados con este tipo de fluidos. Los estudios relacionados con la contaminación y degradación en el suelo de bifenilos policlorados (PCB) y derivados polibromados de difenil éter (PBDE) son abundantes, mientras que no se encuentran en la literatura científica ejemplos de tratamiento y recuperación de suelos contaminados con bifenilo y óxido de difenilo. Por tanto, el estudio de la degradación del HTF en el suelo, y sus posibles vías de aceleración u optimización mediante el uso de enmiendas orgánicas y plantas, resulta de gran utilidad y posee un enorme potencial científico y tecnológico. El objetivo de este trabajo fue estudiar si el uso de compost, gracias a su gran estabilidad y a su potencial efecto a largo plazo en el suelo, resulta eficaz en la estimulación de los procesos de degradación de los contaminantes orgánicos y en el crecimiento de plantas en suelos contaminados por HTF.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Diseño experimental

En este experimento se estudió la degradación de contaminantes orgánicos procedentes de fluido termo-transportador (HTF) de una central termosolar (ASTE1-ELECNOR, Alcázar de San Juan, Ciudad Real). Se utilizó un suelo tomado de los propios terrenos de la central termosolar y contenedores de polipropileno de 600 L con unos 400 kg de suelo. Cuatro de los 6 contenedores se contaminaron artificialmente con HTF procedente de las conducciones de la propia central (5 g HTF kg^{-1} suelo) y se añadió compost (10% en peso fresco) de fracción sólida de purín de cerdo procedente de una granja de porcino de la localidad de Crevillente (Alicante) a 3 de los contenedores (dos contaminados y uno sin contaminar). Los tratamientos fueron los siguientes: Control (CT); Control+Compost (CT-CM); HTF (HTF, por duplicado); HTF+Compost (HTF-CM, por duplicado).

Todos los contenedores llevaban en la parte inferior una capa de unos 15 cm de un material absorbente para retener el posible transporte de los contaminantes a la parte inferior de los contenedores, y se instaló un sistema de drenaje para evitar el encharcamiento ante eventos intensos de lluvia. La superficie de todos los contenedores se dividió en dos partes iguales y en una de ellas se sembró *Helianthus annuus* (girasol) y en la otra mitad *Silybum marianum* (cardo mariano). La siembra se realizó en primavera (mayo) y se estableció un sistema de riego automático en los contenedores. Las plantas se dejaron crecer, en el caso del girasol hasta completar la floración (15 semanas), mientras que las plantas de cardo se cosecharon ante los primeros síntomas de senescencia (10 y 15 semanas en contenedores con y sin compost respectivamente).

2.2. Determinaciones analíticas

Las muestras de suelo recogidas al final del experimento se dividieron en dos: una parte se secó al aire, molió y tamizó (2 mm), y se determinó su contenido en N-Total, C-orgánico total y materia orgánica, así como el pH y la conductividad eléctrica según métodos convencionales. La otra parte de las muestras se homogeneizó y tamizó en fresco, y se tomaron alícuotas de 0,2 g para su análisis en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (GC-MS), mediante muestreo de espacio de cabeza utilizando fibras de micro-extracción en fase sólida (SPME) de 100 µm recubiertas de polidimetilsiloxano (PDMS), para la determinación de bifenilo y óxido de difenilo. El material vegetal se lavó y se pesó, parte se secó en estufa a 60 ºC para la determinación del peso seco y de la concentración de N-Total. El resto se congeló (-80ºC) y se tomaron alícuotas de 0,5 g homogeneizadas previamente en N_2 líquido para su análisis por GC-MS.

La degradación aerobia se determinó mediante la incubación a 25 ºC de las muestras en frascos herméticos, atrapando el CO_2 liberado en un vial con NaOH y valorando el exceso con HCl periódicamente hasta un total de 49 días. La degradación anaerobia (producción de biogás) se determinó utilizando un sistema ANKOM para registrar los cambios de presión durante la incubación de las muestras con un inóculo, en ausencia de oxígeno a 36 ºC durante 9 días.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Desarrollo, estado nutricional y concentración de los contaminantes en las plantas

El peso seco de planta mostró claramente el efecto beneficioso de la adición de compost al suelo, ya que fue capaz de permitir el establecimiento de las plantas en los suelos en los que se añadió y aumentó de forma significativa el rendimiento de las plantas (22, 39 (CT); 585, 238 (CT-CM); 155-25 (HTF) y 343, 518 (HTF-CM) g/contenedor para girasol y cardo respectivamente). El fluido termosolar mostró una alta toxicidad para el cardo mientras que para el girasol esta toxicidad no fue tan drástica. Aun así, el tratamiento con compost cuadruplicó la producción vegetal del cultivo dando muestras de unas mejores condiciones para el crecimiento en estos contenedores. A nivel nutricional se comprobó cómo la adición de compost aumentó de forma significativa la concentración de N en la parte aérea de las plantas.

En cuanto a la concentración de los componentes del HTF en las plantas de cardo, se observó que ninguna de las muestras analizadas presentaba concentraciones detectables de bifenilo, mientras que el óxido de difenilo sí estaba presente en todas las muestras analizadas, si bien a concentraciones muy bajas (<0,15 mg kg^{-1}; Tabla 1). Las concentraciones en la parte aérea (hoja) fueron significativamente menores en las plantas del tratamiento con compost, donde presentaron niveles comparables a los de las hojas control. Las concentraciones más elevadas se encontraron en las raíces de las plantas, siendo éstas de nuevo significativamente menores en las plantas del tratamiento con compost. En el caso del girasol, las concentraciones de ambos compuestos fueron en general más elevadas que en cardo, y de nuevo se observó que las concentraciones de óxido de difenilo fueron bastante más altas que las de bifenilo, menores en la parte aérea que en las raíces, y significativamente menores (por debajo del límite de detección o similares a las de las hojas control) en los tratamientos con compost en todas las partes de la planta.

Tabla 1. Concentración de bifenilo y óxido de difenilo (mg kg^{-1} ± sd) en las plantas.

Tratamiento	Cardo Bifenilo	Cardo Óx. difenilo	Girasol Bifenilo	Girasol Óx. difenilo
CT-CM (hoja)	—	0,02 ± 0,01	0,07 ± 0,003	0,10 ± 0,01
HTF (hoja)	—	0,08 ± 0,03	0,46 ± 0,08	2,60 ± 0,54
HTF (tallo)	—		0,76 ± 0,80	3,33 ± 1,36
HTF (raíz)	—	0,15 ± 0,01	1,52 ± 0,42	5,26 ± 0,26
HTF-CM (hoja)	—	0,02 ± 0,00	0,08 ± 0,01	0,17 ± 0,01
HTF-CM (tallo)	—		—	0,06 ± 0,04
HTF-CM (raíz)	—	0,06 ± 0,04	0,05 ± 0,01	0,21 ± 0,03

3.2. Características de los suelos y degradación de los contaminantes

En las muestras de suelo tomadas al final del experimento se determinó el pH, la conductividad eléctrica y la concentración de N total, C total y orgánico y materia orgánica (MO). La diferencia más significativa se encontró en las concentraciones de N-total, C-orgánico y MO, que fueron mucho más elevadas en los suelos enmendados con el compost (datos no mostrados).

Al final del experimento se llevó a cabo una toma de muestras de suelo de los contenedores, recogiendo cantidades representativas de suelo a distintas profundidades para la determinación de los contaminantes orgánicos. Los resultados pusieron de manifiesto la presencia de bajas concentraciones de los distintos contaminantes en los suelos de los contenedores, muy por debajo de las concentraciones añadidas al inicio del experimento (5000 mg kg^{-1}). Comparando los valores medios para cada tratamiento (Figura 1) se puede observar cómo a pesar de la variabilidad que presentan los datos de suelo, las concentraciones en los suelos con compost fueron significativamente menores que en los suelos sin compost, y cómo en general ambas especies contribuyeron a una mayor degradación de los contaminantes en la capa superficial.

3.3. Valorización de la biomasa vegetal generada en los contenedores

En los experimentos de degradación aerobia se observó una mayor degradación de las hojas de girasol (cercana al 50% de C-orgánico mineralizado durante la incubación) que de los tallos, donde alcanzó el 25%. Esta degradación relativamente baja de los tallos confiere a este material vegetal unas buenas propiedades como material estructurante en procesos de compostaje de residuos orgánicos con baja relación C/N (como estiércoles y purines), y sería una buena opción para la valorización de este material vegetal.

En los ensayos de degradación anaerobia se comprobó que las plantas de cardo fueron capaces de producir mayor cantidad de biogás por peso de planta que el girasol, como parte aérea total (tallos+hojas), alcanzando el cardo valores de 200 ml de biogás por gramo de planta. Los resultados se ajustaron de manera altamente significativa al modelo cinético de primer orden, con un potencial de generación de biogás medio de 194 ml g^{-1} de biogás para cardo, significativamente superior al girasol (134 ml g^{-1}). Estos resultados confirman que el girasol se puede utilizar adecuadamente para la obtención de compost, como agente estructurante en el compostaje de residuos ricos en N, como los estiércoles y purines. En el caso del cardo, la opción más adecuada puede ser su utilización para la obtención de biogás mediante digestión anaerobia.

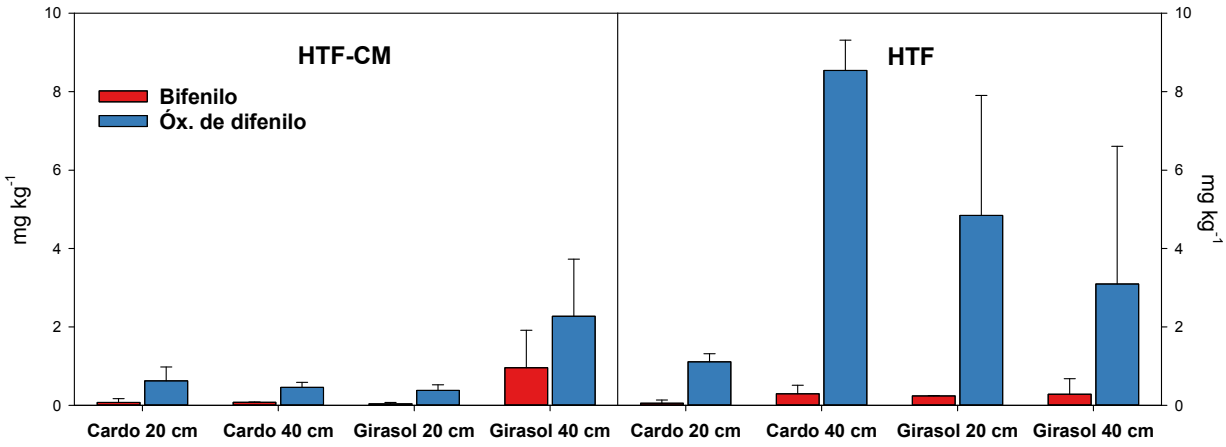


Figura 1. Concentración (mg kg^{-1}, peso seco) de bifenilo y óxido de difenilo al final del experimento a distintas profundidades (0-20 y 20-40 cm) y en cada parte (cardo o girasol) de los contenedores contaminados con HTF con y sin compost (valor medio por tratamiento± desviación estándar).

4. CONCLUSIONES

Las especies utilizadas son aptas para su uso en fito-degradación de los compuestos orgánicos contenidos en el HTF, ya que fueron capaces de establecerse y crecer de forma correcta en los suelos contaminados, especialmente en presencia de compost. El compost además potenció la degradación de los contaminantes en el suelo, disminuyendo su concentración hasta niveles por debajo de los límites de detección de los métodos empleados para el análisis de los distintos compuestos. Las plantas de girasol, que acumularon cantidades pequeñas de bifenilo y óxido de difenilo, presentaron menores concentraciones de los contaminantes en los suelos tratados con compost, lo que les confiere mayor utilidad en los posibles usos para la obtención de un valor añadido al proceso de recuperación del suelo. Por tanto, el uso combinado de compost y plantas resistentes a la contaminación y con un posible valor añadido se presenta como una opción de interés para la fito-recuperación de suelos contaminados con estos contaminantes orgánicos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bernal M.P., Chang R., Arco-Lázaro E., Clemente R., 2017. Aerobic and anaerobic degradation of plants from soils contaminated by trace elements. 1st International ABWET Conference: Waste-to-bioenergy: Applications in Urban areas. Université Paris-Est, Marne-la-Vallée, Paris, 19-20 enero 2017.

Domínguez M.T., Madejón P., Madejón E., Díaz M.J., 2017. Novel energy crops for 628 Mediterranean contaminated lands: Valorization of *Dittrichia viscosa* and *Silybum marianum* biomass by pyrolysis. *Chemosphere* 186, 968-976.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se desarrolló dentro del contrato de colaboración CEBAS-CSIC – AUDECA ref. 16/0256. Los autores agradecen a Carlos Miralles y al resto de personal de la Central Termosolar ASTE-1 su participación en la puesta a punto y el desarrollo del experimento.

USO DE COMPOST EN HORTICULTURA URBANA: COMPARACIÓN DE MEDIOS DE CULTIVO Y TAMAÑO DE CONTENEDOR

Amaia Garcia-Tabar[1], Joseba S. Arizmendiarrieta[1,2,3], Ramón Plana González-Sierra[2,5], Itziar Domeño[1], Julio Muro[1] e Ignacio Irigoyen[1,2]

[1]Universidad Pública de Navarra, [2]Fertile Auro (FeA), [3]Luar Ingurumena, [4]Maestro Compostador, agtabar@outlook.com; natxo.irigoien@unavarra.es

RESUMEN: La horticultura urbana es una práctica en auge en todo el planeta. Actualmente más del 50% de la población mundial reside en entornos urbanos en los que, en muchos casos, el aprovisionamiento de alimentos frescos y de temporada es caro, limitado y conlleva importantes impactos ambientales. Además, la horticultura urbana ayuda al reverdecimiento de entornos urbanos, y puede generar mejoras sociales, contribuyendo a crear comunidades sociales, espacios de encuentro y actividad económica local. En este contexto se está potenciando la horticultura urbana ecológica en contenedor utilizando sustratos orgánicos como medio de cultivo. A su vez, los residuos orgánicos generados en las ciudades, adecuadamente compostados localmente, pueden formar parte de estos medios de cultivo. De esta manera, se posibilita solucionar la problemática de gestión de residuos orgánicos en el propio lugar donde se han generado, y a su vez, se contribuye a que las ciudades sean más circulares, autónomas y resilientes. Sin embargo, desde el punto de vista técnico, esta práctica de cultivo genera importantes dudas que es necesario resolver de manera experimental. En este trabajo se presenta un ensayo experimental en el que se evalúa la producción de tomate obtenida en contenedores de 8, 16 y 24 litros rellenados con distintas proporciones de turba, compost, vermicompost y perlita. También se evalúa el efecto de la aplicación complementaria de fertilizantes minerales. Se concluye que el tipo de compost y el tamaño del contenedor utilizado influyen en el desarrollo del cultivo del tomate.

PALABRAS CLAVE: Agricultura urbana, sustrato, tomate y vermicompost.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la urbanización está expandiéndose rápida y continuamente en todo el mundo. Más del 50% de la población mundial ahora vive en áreas urbanas y esta cifra, se predice que alcanzará el 70% para 2050 (Kulak y col., 2012; Sanyé Mengual y col., 2013). Producir alimentos suficientes para una población en crecimiento presenta grandes desafíos para el futuro (Kulak y col., 2012). Y más si nos ponemos en un contexto de ciudad con poco espacio para ello. Actualmente en todo el mundo, la horticultura urbana (HU) está en auge, pudiendo servir como camino hacia la seguridad alimentaria para los hogares urbanos pobres (Säumel y col., 2012).

La producción orgánica se ha arraigado con fuerza en el mercado agroalimentario mundial. Los residuos agrícolas y urbanos compostados se han usado para enmendar el suelo y mejorar la fertilidad durante siglos. Además, con el endurecimiento de las legislaciones de gestión de residuos y la problemática mundial sobre su gestión, se considera una buena opción el poder gestionar la fracción de residuos orgánicos municipales (FORM) mediante compostaje y vermicompostaje localmente para poder utilizar estos como enmiendas orgánicas en la AU.

Mayoritariamente se utiliza la turba como sustrato para este tipo de agricultura en contenedores, pero el uso de la misma implica la explotación de recursos no renovables a corto-medio plazo y la degradación de ecosistemas de gran valor como turberas (Lazcano y col., 2009). El aumento paralelo de la preocupación por el reciclaje de residuos ha llevado a la propuesta de algunos materiales orgánicos, tales como sustratos de tipo compost y vermicompost, como sustitutos de la turba. Con el uso de este tipo de sustratos se consigue la base de lo que sería una economía circular (EC). Sustituyendo una economía lineal basada en producir, consumir y tirar, por una EC en la que se reincorporen al proceso productivo los materiales residuales, para una nueva producción. La aplicación de compost parece ser un buen complemento como fertilizante ya que puede mejorar las propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo o sustrato (Martínez y col., 2010).

En este trabajo, se presenta un ensayo experimental en el que se evalúa la producción de tomate obtenida en contenedores de 8, 16 y 24 L, rellenados con distintas proporciones de turba, compost, vermicompost y perlita. También se evalúa el efecto de la aplicación complementaria de fertilizantes minerales de síntesis, en las producciones obtenidas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se estableció en la finca de prácticas e investigación de la Universidad Pública de Navarra bajo una estructura de invernadero sin plástico en el techo. Los tratamientos fueron conformados de acuerdo a un arreglo factorial de tres volúmenes de maceta, tipo de fertilización y medio de cultivo. La unidad experimental fue compuesta por una maceta y una planta por cada una de ellas. Como sustrato base se utilizó la turba (T). Con ella se mezclaron en tres proporciones (100%, 50% y 25%) perlita (P), compost (C) y vermicompost (VC). Estas mezclas se combinaron en algunos tratamientos con abonado mineral. De todas las unidades experimentales se realizaron tres repeticiones. El tomate utilizado para la plantación fue un híbrido tipo Jack. La P seleccionada para su uso es la Perlita Premium Gramoflor de 2-6 mm. El C proviene de residuos de depuración de aguas y fracción vegetal, y el VC de residuos de ganado ovino. La turba utilizada es de la marca comercial Gramoflor con número de receta 25937. En la Tabla 1 se muestra la caracterización de los componentes de los medios de cultivo.

Tabla 1. Caracterización de los componentes de los medios de cultivo.

Substrato	pH	CE dS/m	N total g/kg	P_2O_5 g/kg	K2O g/kg	CaO g/kg	MgO g/kg	Fe g/kg	Zn mg/kg	Mn mg/kg
VC	7,4	4,6	9,6	4,5	39,9	39,6	3,8	4,1	48,5	260,0
C	7,4	11,4	19,1	21,3	23,5	124,9	7,9	13,2	227,8	240,0
T	5,8	1,9	170,0*	200,0*	215,0*					
P	7,0									

VC, vermicompost; C, compost; T, turba; P, perlita; CE, conductividad eléctrica; *, unidades en mg/l.

Se abonaron con complejo triple NPK 9-18-27 solamente los ejemplares que contaban con suplementación mineral. Se aplicaron 10 g/planta cuando la segunda planta de tomate floreció (20 días tras trasplante), con una segunda cobertera un mes más tarde. El riego fue por goteo.

La variable medida fue la producción en peso total por planta. Analizándose con el paquete estadístico IBM SPSS 22 (IBM Corp, 2013, NY). Tras comprobar mediante el test Shapiro-Wilk que los datos seguían una distribución normal, se realizó el análisis de varianzas por ANOVA de un factor para las medias de las variables y una comparación múltiple de medias mediante el test post-hoc de Tukey. Además, se midieron los coeficientes de correlación mediante Pearson. Para la comparación y análisis entre tener o no fertilización mineral y diferente fertilización orgánica, se utilizó ANOVA de dos factores por el método de modelo lineal general. El nivel de significación utilizado fue de $p<0,05$ para aquellos análisis que no requieren post-hoc.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sustrato con 50% de vermicompost con fertilización inorgánica mineral, obtuvo la producción más alta con aproximadamente 3.708 g ($p<0,05$), mientras que las plantas con 100% de perlita y sin suplementación mineral, obtuvieron una media de alrededor de 15 g de producción, esto se traduce en un 0,4% de la producción máxima, siendo la producción más baja ($p<0,05$; Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de las medias de las producciones totales (g/planta).

		P			C			VC			T
Vol.		100%	50%	25%	100%	50%	25%	100%	50%	25%	100%
8L	Sin	15	189	133	224	320	410	1.115	702	918	138
	Con	88	1.144	1.040	581	906	1.249	2.008	1.045	1.009	1.013
16L	Sin	32	362	538	594	712	1.152	2.054	1.789	933	878
	Con	314	1383	1468	1.361	1.899	1.429	2.607	2.885	1.572	1.458
24L	Sin	11	533	577	1.600	1.840	1.922	3.312	3.273	3.180	1.022
	Con	0	1.417	2.029	2.162	2.525	1.903	2.738	3.708	2.550	1.907

P, perlita; C, compost; VC, vermicompost; T, turba; Vol., volumen; sin, sin fertilización mineral; con, con fertilización mineral.

3.1. Comparación del tamaño de contenedor

En todos los medios de cultivo al aumentar el tamaño de contenedor aumenta la producción total ($p<0,005$). Exceptuando en contenedores con 100% de perlita como medio de cultivo, aumenta la producción total con el aumento del tamaño de contenedor de manera lineal con el compost (ρ_C=0,682**) y con el vermicompost (ρ_{VC}=0,634**). Esto puede deberse a que a mayor cantidad de sustrato, mayor cantidad de nutrientes disponibles para las plantas, por lo que, lograrán satisfacer sus necesidades con mayor facilidad. También se retendrá mayor cantidad de agua por existir un volumen mayor donde poder retenerla, ayudando así al desarrollo de la misma. En el caso de 100% de perlita, como esta no contiene ningún tipo de nutriente ni tienen buena capacidad de retención de agua, la correlación es inversa (ρ_P=-0,297*).

3.2. Comparación de los medios de cultivo según los tipos de sustrato

El porcentaje de los distintos sustratos añadidos a la turba, para conformar el medio de cultivo, no tiene una repercusión igual sobre la producción de tomate. Cada sustrato actúa de diferente modo. Como han mencionado algunos autores, el tipo de sustrato, la cantidad y la calidad influyen el rendimiento de la producción de tomate (Cruz Lazaro y col., 2009).

Para el caso del C, se aprecia que aumenta la producción total en peso al aumentar el porcentaje de C añadido hasta llegar a un máximo en donde empieza a disminuir esta producción. Esto puede deberse a una posible fitotoxicidad. Según varios autores, el uso de algunos compost en horticultura está ocasionalmente limitando la producción por la alta conductividad eléctrica y la excesiva cantidad de ciertos iones que pudieran causar fitotoxicidad (Lazcano y col., 2009; Nagajyoti y col., 2010).

En el VC los contenedores de 24L siguen un proceso parecido al del C. En el resto de volúmenes, se puede decir que, al aumentar el porcentaje de vermicompost, aumenta la producción (ρ_{VC}=0,398**). Por lo que se concluye que la posible fitotoxicidad es menos manifiesta que la del compost, pudiéndose usar en mayor proporción.

3.3. Comparación fertilización inorgánica e orgánica

Hay una tendencia general al aumento de la producción total de la planta de tomate, al suministrarle fertilización mineral. Esta diferencia es mucho más notoria con el sustrato de perlita ($p<0,001$), además a mayor proporción de la misma, mayor es la diferencia. Esto se debe a que esta, no aporta ningún nutriente a las plantas, por lo que, la única nutrición que reciben es por el aporte mineral junto con el porcentaje de turba que tengan.

Se aprecia que se consiguen resultados similares, cuando aportas al medio de cultivo C o VC que cuando tienes un medio de cultivo únicamente de turba y le añades fertilización mineral. Esto es relacionado con un mayor contenido de nutrientes en el C y VC, en comparación con la T (Tabla 1), que permiten la reducción de los fertilizantes minerales utilizados, y la reducción de gastos e impactos ambientales asociados (Lazcano y col., 2009). El C como el VC, son dos sustratos con importantes cantidades de nutrientes disponibles para los tomates. Tanto el aumento de la proporción de estos sustratos en las mezcla como el del volumen del contenedor, aumenta la cantidad de nutrientes que pueden suministrar a cada planta de tomate para cubrir sus necesidades.

En los contenedores pequeños, aportar abono mineral extra aumenta claramente la producción puesto que la cantidad de C y VC contenida, no es suficiente para satisfacer la demanda del cultivo. Sin embargo, al aumentar el tamaño de contenedor y la proporción de C o VC en el medio de cultivo, el efecto de la fertilización mineral se reduce e incluso se llega a anular, como ocurre en los contenedores de 24 litros con más de un 25% de C o VC en el medio de cultivo.

No obstante, existen ligeras diferencias entre el compost y el vermicompost ensayados.

3.4. Comparación compost y vermicompost

La producción total con vermicompost fue mayor ($p<0,05$), aumentándose esta diferencia al reducir la turba presente. Aportando VC en cualquiera de las proporciones y de los tamaños de contenedor, se aumenta la producción total comparando con un 100% de turba como medio de cultivo ($p<0,05$). Sin embargo, añadiendo C no sucede lo mismo. En este caso, dependiendo de la dimensión del contenedor, hay una tendencia diferente. En el tamaño menor se alcanza un máximo de producción con 25% de C, en el tamaño mediano con 25%-50%, y en el más grande con 50% de C. Por lo que parece que, al aumentar el tamaño, la planta admite más cantidad del

mismo. Por lo que, ajustando bien la proporción de estos abonos orgánicos se podrá sustituir, por lo menos en parte, la aportación de fertilizantes inorgánicos. Esto mismo sugieren estudios como el de Cruz Lazaro y col. (2009).

Los dos fertilizantes presentan distintas características. El VC está más mineralizado que el C (Lazcano y col., 2009) por lo que la disponibilidad de sus nutrientes, a corto plazo, es superior. Por otra parte, la granulometría del C es más fina, por lo que es un sustrato menos aireante, dificultando el drenaje.

Otra diferencia muy notable es la composición de la comunidad bacteriana y la abundancia de hongos, incluso cuando se usa el mismo residuo orgánico como material de alimentación. Considerando que la mayoría de efectos beneficiosos del compost y vermicompost están relacionados con sus propiedades biológicas, estas diferencias podrían determinar efectos bastante diferentes en el crecimiento de la planta y la morfología (Lazcano y col., 2009), dando producciones dispares como sucede en el estudio.

4. CONCLUSIONES

La principal conclusión es que existen grandes interacciones entre los distintos aspectos considerados; y que la respuesta del cultivo a un medio o a la aplicación o no de abono mineral, depende del tamaño del contenedor utilizado.

El compost y vermicompost ensayados pueden sustituir parcial o totalmente a la turba como sustrato para cultivo de tomates en contenedor, obteniéndose resultados similares e incluso, en muchos casos, superiores a los de la turba. Son especialmente recomendadas las mezclas en proporción volumétrica 1:1.

Al aumentar el tamaño del contenedor mejora la respuesta de la planta. En general, para cultivar tomates en contenedor, bajo las condiciones del presente ensayo, es recomendado utilizar un volumen de al menos 24 litros.

La aplicación de fertilizantes minerales es imprescindible en contendores de 8 litros. En los de 16 y 24 litros la fertilización mineral extra es suprimible cuando aumenta la proporción de compost o vermicompost en el medio de cultivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Cruz Lazaro E.D., Estrada Botella M.A., Robledo Torres V., Osorio Osorio R., Marquez Hernández C., Sánchez Hernández R., 2009. Tomato production in greenhouse using compost and vermicompost as sustrate. Universidad y Ciencia. *Trópico Húmedo* 25, 59-67.

Kulak M., Graves A., Chatterton J., 2012. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A life cycle assessment perspective. *Landscape and Urban Planning* 111, 68-78.

Lazcano C., Arnold J., Tato A., Zaller J.G., Domínguez J., 2009. Compost and vermicompost as nursery pot components: effects on tomato plant growth and morphology. *Spanish Journal of Agricultural Research* 7, 944-951.

Martínez Blanco J., Muñoz P., Antón A., Rieradevall J., 2010. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *Journal of Cleaner Production* 19, 985-997.

Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* 8, 199-216.

Sanyé Mengual E., Cerón Palma I., Oliver Sola J., Montero J.I., Rieradevall J., 2013. Environmental analysis of the logistics of agricultural products from roof top greenhouse in Mediterranean urban areas. *Journal Science Food Agriculture* 93, 100-109.

Säumel I., Kotsyuk I., Hölscher M., Lenkereit C., Weber F., Kowrik I., 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighborhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution* 165, 124-132.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural. Programa de Desarrollo Rural del Gobierno de Navarra 2014-2020. Proyecto Piloto de bioeconomía circular de residuos orgánicos a escala local con dimensión social y formativa.

USO DE DIFERENTES MATERIALES ORGÁNICOS ESTABILIZADOS COMO INGREDIENTES DE MEDIOS TRANSICIÓN PARA LA PRODUCCIÓN DE ESPECIES UTILIZADAS EN REFORESTACIÓN

María Pilar Gomis[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], Enrique Agulló[1], Javier Andreu[2], María Ángeles Bustamante[1]

[1]Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), [2]Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), mpilargom@hotmail.com

RESUMEN: La supervivencia tras su implantación en el suelo de las especies vegetales utilizadas en tareas de recuperación de suelos degradados y/o con riesgo de erosión o desertificación es un aspecto clave que está influenciado por el medio de transición en el que previamente se han desarrollado. El objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del uso de medios de transición alternativos a la turba para el cultivo de tres especies vegetales autóctonas usadas en reforestación en entornos mediterráneos: adelfa (*Nerium oleander*); efedra (*Ephedra fragilis*) y tetraclinis (*Tetraclinis articulata*). Estos medios estuvieron basados en la sustitución parcial de la turba utilizando como ingredientes alternativos un vermicompost de origen ganadero (VT) y dos compost elaborados con residuos de palmera y lodo de depuradora (HP y TP). Adicionalmente, se estudió el efecto de un medio de transición preparado utilizando como ingrediente alternativo un sustrato comercial agotado de un cultivo anterior. Los medios de transición se prepararon mezclando cada uno de los materiales con el sustrato comercial (turba) en las proporciones de 10%, 25% y 50% en volumen de cada material, y su efecto se comparó frente al tratamiento control (100% sustrato comercial). Para ello, se evaluaron las propiedades físicas de las mezclas, así el peso fresco y seco de la parte aérea de las diferentes especies vegetales estudiadas, observándose claras diferencias para cada una de las especies en función del tipo de ingrediente utilizado y de la proporción en cada uno de los medios de transición.

PALABRAS CLAVE: compost, vermicompost, lodos, sustrato, semillero.

1. INTRODUCCIÓN

Los prolongados periodos de sequía estival junto con las tormentas eléctricas son el principal factor para favorecer la aparición de incendios, además de la actividad humana. Ante esta situación es necesaria una actuación de restauración de las zonas afectadas para recuperar la estructura y funcionalidad del paisaje. Para esta repoblación se necesita un material vegetal de calidad, que se ajuste al clima y asegure la supervivencia en el terreno. Por otra parte, el sustrato utilizado habitualmente contiene turba rubia en alto porcentaje, recurso considerado no renovable, por lo que existe una importante demanda de sustratos alternativos para reducir el impacto ambiental (Bustamante y col., 2008). El principal objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad del uso de medios de transición alternativos a la turba para el cultivo de tres especies vegetales autóctonas usadas en reforestación en entornos mediterráneos: efedra (*Ephedra fragilis*), adelfa (*Nerium oleander*) y tetraclinis (*Tetraclinis articulata*).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En este experimento se han utilizado 3 materiales orgánicos estabilizados, un vermicompost de origen ganadero (VT) y dos compost elaborados con residuos de palmera y lodo de depu-

radora (HP y TP). Adicionalmente, se estudió el efecto de un medio de transición preparado utilizando como ingrediente alternativo un sustrato comercial agotado de un cultivo anterior. El compost HP estaba constituido por un 63,8% de hojas de palmera y 36,2% de lodo procedente de la estación depuradora de aguas residuales de carrizales (Elche, Alicante), mientras que el compost TP se elaboró con un 70,2% de tronco de palmera y 29,8% del mismo lodo de depuradora, respecto a materia fresca. El vermicompost se ha obtenido a partir de restos ganaderos constituyendo el 100% de la masa, expresado sobre materia húmeda, mediante la acción de la lombriz roja de California (*Eisenia foetida*). Las principales características de los materiales utilizados se muestran en la Tabla 1. Se prepararon mezclas utilizando cada uno de estos materiales junto con un sustrato comercial principalmente compuesto por un 70% de turba rubia poco descompuesta y un 30% de fibra de coco. El sustrato comercial se mezcló con cada uno de los materiales orgánicos en las siguientes proporciones respecto al volumen (v:v): 0%, 10%, 25% y 50% de material orgánico, utilizando al sustrato comercial como tratamiento control. Las mezclas se dispusieron en bandejas, donde a continuación se procedió a la siembra de las 3 especies seleccionadas, habitualmente utilizadas en reforestación en la zona mediterránea por su resistencia y rápido crecimiento: adelfa (*Nerium oleander* L.), ciprés de Cartagena (*Tetraclinis articulata*) y efedra (*Ephedra fragilis*). A continuación, las bandejas se dispusieron al azar fueron colocadas de forma aleatoria en el vivero.

Tabla 1. Principales características físico-químicas y químicas de los materiales empleados en los sustratos binarios ensayados.

Parámetro	Sustrato comercial	Compost HP	Compost TP	Vermicompost	Sustrato agotado
pH (1:5) (v:v)	4,96	6,15	6,12	7,05	6,06
CE (1:5) (v:v) (dS/m)	0,77	7,81	5,15	2,80	1,05
Materia orgánica total (%)	93,2	61,6	39,2	36,1	85,1
Carbono orgánico total (%)	44,9	30,9	20,3	21,1	44,2
Nitrógeno total (%)	1,22	3,16	1,86	1,58	1,42
Relación C/N	36,8	9,78	10,9	13,4	31,1

CE: conductividad eléctrica.

Los parámetros químicos, físicos y físico-químicos estudiados en los materiales iniciales y en los sustratos elaborados fueron determinados siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. (2008). El análisis estadístico estuvo basado en un análisis MLG-Univariante con contraste post-hoc Tukey-b, considerando como variables el tipo de ingrediente utilizado en los sustratos y la proporción de sustitución del sustrato comercial, mediante el programa estadístico SPSS 15.0.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Propiedades físicas de los sustratos

En la Tabla 2 se muestran los principales parámetros físicos determinados en los sustratos elaborados.

Tabla 2. Principales propiedades físicas de las mezclas elaboradas.

Efecto del tipo de material orgánico					
	DA (g/cm³)	**EPT (%)**	**CA (%)**	**CRA (mL/L)**	**Contracción (%)**
Sustrato ideal1	*≤ 0.4*	*> 85*	*20-30*	*≥ 500*	*< 30*
Sustrato comercial	0,082a	94,56d	31,89ab	626,7d	25,23b
Compost HP	0,131b	92,17c	34,90bc	572,7c	20,78ab
Compost TP	0,164d	91,28b	39,46c	518,2b	21,72ab
Vermicompost	0,250e	87,58a	28,48a	590,9cd	17,31a
Sustrato agotado	0,147c	91,03b	44,72d	463,1a	17,22a
F-ANOVA	*1799****	*894****	*44,44****	*32,48****	*3,137**
Efecto de la proporción de material orgánico					
Proporción	**DA (g/cm³)**	**EPT (%)**	**CA (%)**	**CRA (mL/L)**	**Contracción (%)**
0%	0,083a	94,56d	31,89a	626,7b	25,23c
10%	0,121b	92,82c	37,79b	550,3a	23,43bc
25%	0,166c	90,77b	36,07ab	547,0a	18,55ab
50%	0,232d	87,95a	36,81b	511,5a	15,79a
F-ANOVA	*2652****	*1744****	*0,928ns*	*6,013**	*11,5****

[1]Según Abad y col. (2001). DA: densidad aparente; EPT: espacio poroso total; CA: capacidad de aireación; CRA: Capacidad de retención de agua. ***,**, * Significación a P < 0,001, 0,01 y 0,05; ns: no significativo. Los valores en columna con la misma letra no difieren estadísticamente (test de Tukey-b a P < 0,05).

Todas las mezclas mostraron adecuadas propiedades físicas, con valores de las propiedades estudiadas dentro de los rangos establecidos para un sustrato ideal (Abad y col., 2001; Noguera y col., 2003). El tipo de material orgánico utilizado tuvo una mayor influencia a nivel estadístico que la proporción, que no influyó en la capacidad de aireación, siendo esta propiedad similar para todos los porcentajes empleados y también estadísticamente similar a la del sustrato comercial. Cabe mencionar la modificación en las propiedades físicas al usar el sustrato, lo cual se refleja en las diferencias mostradas entre el sustrato comercial y el agotado tras un ciclo de cultivo.

3.2. Efectos sobre el peso fresco y seco de la parte aérea del material vegetal

La Figura 1 muestra el efecto de los diferentes factores estudiados (tipo de ingrediente, proporción y tipo de especie vegetal) sobre la biomasa aérea fresca y seca de las tres especies vegetales estudiadas (adelfa, efedra y tetraclinis).

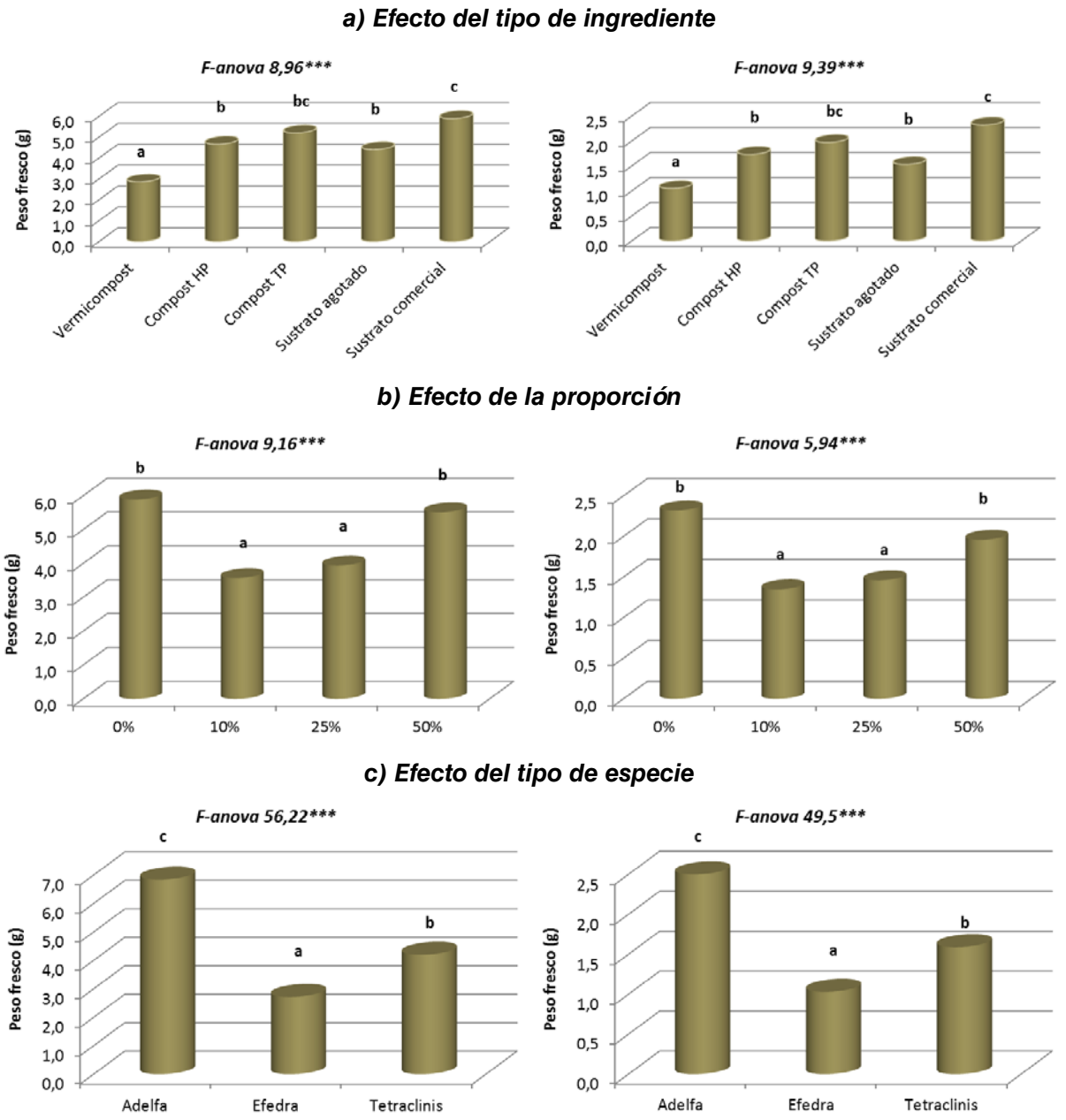


Figura 1. a) Efecto del tipo de componente utilizado; b) efecto de la proporción de material orgánico utilizado; c) efecto del tipo de especie sobre el peso fresco (izquierda) y peso seco (derecha) de la parte aérea.

El sustrato elaborado con el compost elaborado con tronco de palmera y lodo de depuradora (compost TP) fue el que mostró un rendimiento estadísticamente más similar que el sustrato comercial, con el que se obtuvo el mayor peso fresco y seco de biomasa aérea. Sin embargo, el medio de cultivo elaborado con vermicompost fue el que mostró la menor biomasa fresca y seca de la parte aérea, estadísticamente inferior incluso que en la mezcla elaborada con sustrato agotado.

Por otra parte, la proporción al 50% v:v fue la que mostró el mayor peso fresco y seco, mientras que los porcentajes de sustitución al 10 y 25% mostraron los valores más bajos. Adicionalmente,

los mejores efectos de sustitución respecto a estos parámetros se observaron en el siguiente orden de especies: adelfa > tetraclinis > efedra.

4. CONCLUSIONES

Todas las mezclas elaboradas con los diferentes materiales orgánicos considerados (compost de residuos de palmera y lodo de depuradora, vermicompost de origen ganadero y sustrato agotado) mostraron unas propiedades físicas adecuadas para su uso como sustratos de cultivo. Cabe mencionar que, aunque las propiedades físicas del sustrato agotado se han visto modificadas con respecto al mismo sustrato sin haber pasado un ciclo de cultivo (sustrato comercial), este hecho no ha tenido un efecto negativo sobre el peso fresco y seco de planta en ninguna de las especies vegetales consideradas. Los compost utilizados, especialmente el compost elaborado con hoja de palmera y lodo de depuradora (compost HP), así como la proporción de sustitución al 50% (v:v) mostraron los mejores resultados en las tres especies estudiadas, siendo este efecto especialmente destacable en el cultivo de adelfa.

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. *Bioresour. Technol.* 77, 197-200.

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. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 792-799.

Noguera P., Abad M., Puchades R., Maquieira A., Noguera V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34, 593-605.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren dar las gracias al personal del vivero forestal de Guardamar del Segura de la Generalitat Valenciana y a su director, Felipe Gil, por permitir el uso de sus instalaciones y por su ayuda en el desarrollo de la experiencia.

UTILIZACIÓN DE LODOS COMPOSTADOS PARA LA REHABILITACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS CON *LIGUSTRUM VULGARE*

M. Gil-Díaz, E. Nieto, A. Gutiérrez, J. Alonso, M.C. Lobo

IMIDRA. Finca "El Encín" A-2, Km 38,2. 28800 Alcalá de Henares, Madrid, carmen.lobo@madrid.org

RESUMEN: La revegetación es una estrategia muy común en proyectos de restauración para el control y prevención de la erosión del suelo. La aplicación de lodos tratados supone una práctica habitual para la recuperación de la fertilidad de los suelos siendo necesario evaluar la respuesta de las especies a implantar para evitar problemas de fitotoxicidad debidos a la composición de estos materiales. En este estudio se evaluó el efecto de lodos compostados con restos de poda (CP) sobre la producción de *Ligustrum vulgare* en la rehabilitación del suelo en un emplazamiento industrial. El ensayo se realizó en parcelas experimentales de 20 x 20 m, en las que se aplicó una dosis de 50 Mg ha^{-1} de CP tres meses antes de la plantación de aligustre. Después de un año, se evaluó la respuesta de las plantas y el efecto sobre las propiedades del suelo. La aplicación de CP aumentó significativamente los contenidos de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, así como la actividad biológica del suelo, observándose un ligero incremento en la capacidad de retención de agua. No se observó efecto significativo en el contenido de metales pesados en el suelo ni en la planta. El tratamiento con compost indujo un elevado desarrollo radicular en las plantas y mayor contenido de humedad. En conclusión, la aplicación de lodos compostados es una estrategia adecuada para la recuperación de la fertilidad de los suelos, suponiendo además una vía de gestión sostenible de estos materiales para su implementación en proyectos de rehabilitación de espacios degradados.

PALABRAS CLAVE: Aligustre, enmienda orgánica, suelo degradado, fertilidad, economía circular.

1. INTRODUCCIÓN

La Estrategia Española de Economía Circular (2018-2020) (EEEC) reconoce la insostenibilidad del actual modelo de economía lineal y establece el cambio necesario hacia un modelo de desarrollo y crecimiento más innovador, competitivo y sostenible, que permita maximizar los recursos disponibles, para que estos permanezcan el mayor tiempo posible en el ciclo productivo y reducir la generación de residuos, aprovechando al máximo aquellos cuya generación no se haya podido evitar. En este sentido, la EEEC fomenta la reutilización de los lodos de depuradora tratados en los suelos para proporcionar nutrientes y materia orgánica, favoreciendo sus propiedades físicas como la porosidad, estabilidad de los agregados y capacidad de retención de agua, siempre que la dosis y la calidad de los lodos sea la adecuada y no dañe al suelo. La utilización de estos lodos en suelos degradados puede ser una alternativa viable a la recuperación de suelos, en consonancia con la iniciativa 4x1000 para el incremento de carbono orgánico del suelo y la mitigación del cambio climático (Iniciativa 4x1000, 2018).

Debido a su origen, los lodos de depuradora pueden contener elementos contaminantes, como metales pesados y patógenos humanos que deben ser controlados (Orden AAA1072/2013). El

compostaje es uno de los tratamientos más habituales que produce la estabilización de la materia orgánica contenida en los lodos gracias a la acción de los microorganismos. Este procedimiento además puede optimizarse incorporando restos de poda que incrementan la porosidad de la mezcla favoreciendo la actividad degradativa (Elías, 2009). Diversos autores han evaluado la capacidad de lodos compostados para la mejora de la fertilidad del suelo y la producción de cultivos (Hernández y col., 2016; Tziachris y col., 2017).

La revegetación es una estrategia muy común en proyectos de restauración para el control y prevención de la erosión del suelo, requiriéndose el uso de enmiendas para la recuperación de la fertilidad de los suelos previamente a la implantación del cultivo. En ese sentido es necesario evaluar la respuesta a la enmienda de las especies a implantar a fin de evitar problemas de fitotoxicidad debidos a la composición de estos materiales. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de lodos compostados con restos de poda sobre la producción de *Ligustrum vulgare* para la rehabilitación de un suelo procedente de un emplazamiento industrial.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en un emplazamiento en el que durante 20 años se llevó a cabo una actividad industrial. Se seleccionaron dos parcelas de 20x20 m cada una, una de ellas se trató con lodo compostado con restos de poda (CP) a una dosis de 50 Mg ha^{-1}, utilizando la otra parcela como control. Se empleó maquinaria agrícola para la incorporación del lodo al horizonte superficial del suelo. Después de tres meses, se plantaron seis especies de arbustos en subparcelas de 2,4 x 7 m en bloques al azar. En este trabajo se presentan los resultados relativos a *Ligustrum vulgare* que se plantó en tres líneas de 15 plantones cada una. Transcurrido un año, se tomaron muestras de suelo (0-30 cm) y de material vegetal. En las muestras de suelo se evaluaron parámetros físico-químicos según los Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994), así como la actividad biológica del suelo (Fernández y col., 2004). El material vegetal se separó en raíz y parte aérea y se determinaron la biomasa y la concentración de cationes y metales pesados después de la mineralización y digestión ácida de la muestra según la metodología descrita en MAPA (1994). La Figura 1 representa diferentes fases del muestreo de plantas de aligustre.

Figura 1. Muestreo de plantas de *Ligustrum vulgare* en las parcelas de ensayo y separación de la raíz y parte aérea de las plantas.

El lodo empleado presentó un pH de 6,76, una conductividad eléctrica de 4,41 dS m^{-1}, 1,64% y 32% de contenido en N y materia orgánica, respectivamente; 938 mg kg^{-1} de P asimilable, 4178, 688, 9380 y 872 mg kg^{-1} de K, Na, Ca y Mg asimilable, respectivamente. La concentración de metales pesados estuvo por debajo de los límites máximos establecidos por la legislación en relación a la aplicación de lodos a suelos agrícolas (RD 1310/1990), siendo los niveles medios de Cu, Ni, Pb, Zn y Cr 208, 26, 30, 303 y 23 mg kg^{-1}, respectivamente, encontrándose el Cd por debajo del límite de detección del equipo de espectrometría. Los resultados se analizaron

estadísticamente para determinar las diferencias significativas entre control y CP, utilizando el programa SPSS 19.0.0.0.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Efecto en el suelo

El análisis físico-químico de las muestras de suelo recogidas 15 meses después de la aplicación del lodo CP muestra una disminución significativa del pH, así como un aumento de la conductividad eléctrica debido a las sales procedentes del lodo, aunque dentro de valores normales para el desarrollo de plantas (Tabla 1). Los valores medios de materia orgánica y nutrientes indican un incremento de la fertilidad del suelo en el tratamiento CP incluso 15 meses después de su aplicación. Además, la aplicación de CP indujo un incremento de la actividad biológica del suelo (Tabla 1). La aplicación de lodo CP no produjo efecto destacado en la concentración de cationes asimilables en las muestras de suelo recogidas 15 meses después del tratamiento (Tabla 2). Respecto a los metales pesados, cabe destacar un ligero incremento de la concentración de Ni, aunque en todos los casos, la concentración obtenida está muy por debajo de los límites legislativos para la aplicación de este tipo de materiales a suelos agrícolas (RD 1310/1990 y Orden AAA1072/2013) y de los niveles genéricos de referencia para suelos de la Comunidad de Madrid (Orden 2770/2006, de 11 de agosto). En este sentido, la aplicación de CP en las condiciones del ensayo no supone ningún riesgo en relación a la incorporación de metales pesados al suelo.

Tabla 1. Características físico-química y actividad biológica de los suelos recogidos después de la cosecha.

Suelo	pH	C.E.	CO_3^{2-}	N	NH_4^+	NO_3^-	M.O.	P	CC	Respiración
		dS m^{-1}	%	%	——mg kg^{-1}—-		%	mg kg^{-1}	%	mg CO_2 $100g^{-1}$
C	8,28a	0,379b	1,70b	0,14b	5,13b	2,34b	2,58b	21,9b	16,2a	34,7b
CP	7,97b	0,465a	2,44a	0,20a	8,60a	4,05a	5,08a	30,0a	17,5a	51,9a

Valores medios seguidos por distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$). C.E.: conductividad eléctrica; M.O.: materia orgánica.

Tabla 2. Concentración de cationes asimilables y concentración total de metales pesados en las muestras de suelo después de la cosecha.

Suelo	Cationes asimilables				Metales pesados					
	K	Na	Ca	Mg	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Cd
	——mg kg^{-1}——-				——-mg kg^{-1}——-					
C	507a	120b	2924b	820a	16,8a	14,9b	16,6a	70,2a	29,0a	0,42a
CP	435b	155a	3303a	856a	18,7a	17,9a	14,2a	64,6a	28,9a	0,41a

Valores medios seguidos por distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

3.2. Efecto en plantas de Ligustrum vulgare

La aplicación de CP favoreció el desarrollo radicular de las plantas de aligustre (Figura 2). Sin embargo, no se observó un incremento en la biomasa de la parte aérea, debido probablemente al mayor contenido en agua de las plantas de la parcela tratada con CP respecto al control (52 y 34% de agua en plantas CP y C, respectivamente).

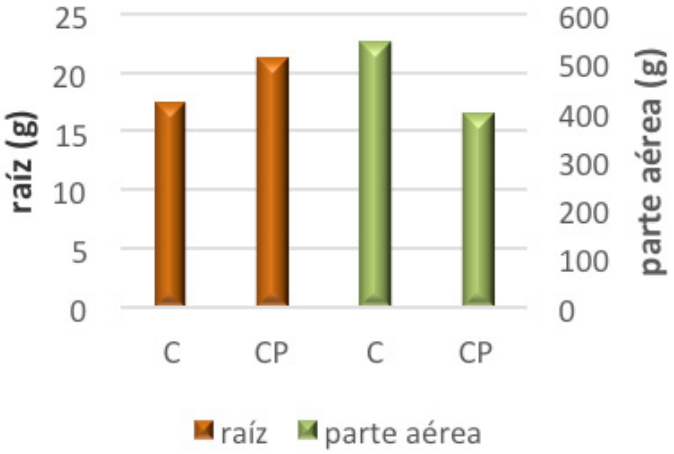


Figura 2. Biomasa de las plantas de *Ligustrum vulgare*.

La aplicación de lodos tratados no produjo efecto significativo en la distribución de los macronutrientes K, Na, Ca y Mg en las plantas, acumulándose el K y el Ca fundamentalmente en la parte aérea, el Na principalmente en la raíz y el Mg presentó un contenido similar en la raíz y la parte aérea de las plantas de aligustre (Tabla 3). Respecto a los metales pesados (Figura 3), el tratamiento CP no supuso un incremento de su concentración en las distintas partes de la planta. Los metales se acumularon principalmente en la raíz, especialmente en el caso del Cu, Ni y Cr. El Pb mostró valores similares en raíz y parte aérea. El Zn fue el metal que presentó los mayores contenidos tanto en raíz como en parte aérea. En este sentido, otros autores han observado una gran capacidad de acumulación de Zn en hojas de aligustre considerándolo como un buen bioindicador de la contaminación atmosférica (Demirayak y col., 2011). El Cd se encontró en concentraciones inferiores al límite de detección del equipo de medida.

Tabla 3. Concentración media de cationes en las plantas de *Ligustrum vulgare.*

Tratamiento	Raíz				Parte aérea			
	K	Na	Ca	Mg	K	Na	Ca	Mg
	——————--mg kg^{-1}——————-				——————--mg kg^{-1}——————-			
C	4895a	494a	490a	874a	5776a	49a	2073a	754a
CP	4839a	478a	487a	937a	5901a	48a	2022a	944a

Valores medios seguidos por distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

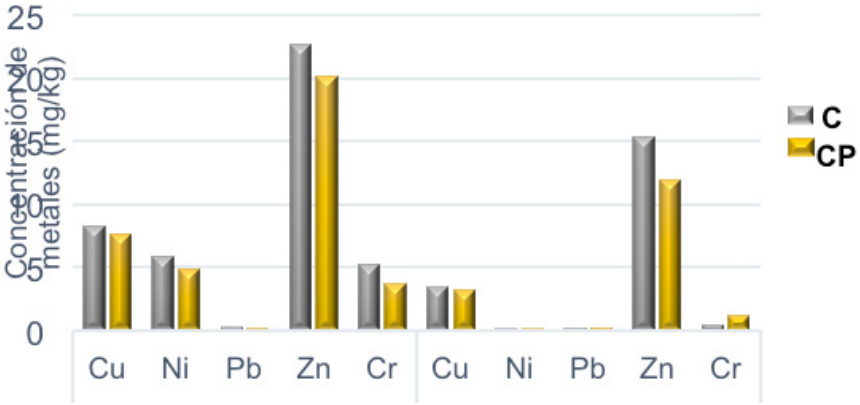


Figura 3. Concentración media de metales pesados en raíz y parte aérea de plantas de *Ligustrum vulgare.*

4. CONCLUSIONES

La aplicación de lodos compostados con restos de poda como enmienda en las condiciones experimentales es una estrategia adecuada para la recuperación de la fertilidad de los suelos degradados, suponiendo además una vía de gestión sostenible de estos materiales, tal y como establece la EEEC. A fin de evitar efectos adversos debidos a la concentración de metales pesados contenidos en los lodos, es necesario diagnosticar una adecuada dosis en función de las características del suelo y las necesidades del cultivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Demirayak A., Kutbay H.G., Kilic D., Bilgin A., Huseyinova R., 2011. Heavy Metal Accumulation in Some Natural and Exotic Plants in Samsun City. *Ekoloji* 20, 1-11

Elías X., 2009. Reciclaje de residuos industriales: Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. Ed. Díaz de Santos, Madrid. 1320 pp.

Fernández C., Alonso C., Babın M.M., Pro J., Carbonell G., Tarazona J.V., 2004. Ecotoxicological assessment of doxycycline in aged pig manure using multispecies soil systems. *Sci Total Environ 323* (1-3), 63-69.

Hernandez T, Chocano C, Moreno J.L, Garcia C., 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (Lactuca sativa L.) crops-Effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* 160, 14-22.

Iniciativa 4 por 1000., 2018. Disponible en:https://www.4p1000.org/es (Fecha consulta: 18/09/2018).

MAPA., 1994. Métodos oficiales de análisis, volumen 3. Ed. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid pp: 205-324.

Tziachris P., Lekakis E., Zambetoglou K., Metaxa I., Papadopoulos F., 2017. A Case Study of the Effects of Sewage Sludge Application on Soil Properties and Heavy Metal Availability in the Thessaloniki Plain (Greece). *Waste Biomass Valori.* 8 (5), 1803-1811.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha llevado a cabo gracias a la financiación del proyecto: FP16-RESIDUA (2016-2018) (IMIDRA, Comunidad de Madrid).

UTILIZACIÓN DE COMPOST DE LODOS DE EDAR EN LA FERTILIZACIÓN DE ALMENDROS EN UNA ZONA DE SECANO DE LA CUENCA MEDITERRÁNEA

Mª Remedios Albiach[1], Pedro Rojo[2], Vicente Fajardo[2], Gloria Fayos[2], Tatiana Montoya[1], Fernando Pomares[3], Ana Pérez-Piqueres[3], Rodolfo Canet[3]

[1]Global Omnium Medioambiente, S.L., Gran Vía Marqués del Turia, 17 bajo drcha., 46005 Valencia, [2]Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia, [3]Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Ctra. Moncada-Náquera km 4.5, 46113 Moncada, mremalvi@globalomnium.com

RESUMEN: Los suelos de cultivo mediterráneos se caracterizan por tener un claro déficit de materia orgánica, por lo que la utilización de enmiendas orgánicas se hace necesaria para reponer la fertilidad de los suelos. El uso de lodos tratados para este menester estaría de acuerdo con los principios de la economía circular al convertir los residuos en recursos. Además, el uso de lodos tratados se ha mostrado como una práctica eficaz para promover el aumento de la fertilidad de los suelos, dando lugar a producciones similares a las de los fertilizantes inorgánicos. Así, el objetivo del presente estudio fue conocer el efecto de la aplicación de compost de lodos en una plantación de almendros de secano en la zona de Alcublas (Valencia). Para ello, se estableció un ensayo en una parcela, donde se aplicó en preplantación compost de lodos de depuradora de aguas residuales (EDAR) frente a un control sin fertilizar, aplicándose en los años posteriores también compost de lodos de EDAR. Para conocer el efecto del compost de lodos sobre los plantones se estudiaron variables morfológicas de los mismos y se realizó un análisis foliar, y para conocer el efecto sobre el suelo de cultivo se analizó el mismo. Los resultados mostraron que la aplicación de compost de lodos hizo que los plantones crecieran más, teniendo un contenido en nutrientes ligeramente superior y que en el suelo de cultivo se observara un aumento significativo de algunos de los elementos clave en la nutrición de los cultivos.

PALABRAS CLAVE: Residuos orgánicos, plantones, fangos depuración, enmienda orgánica, almendra.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento progresivo de la población y la necesidad de depurar las aguas utilizadas para devolverlas al medio en buenas condiciones, hacen que cada vez sea mayor la cantidad de lodos que se producen en las EDAR. Las cantidades van en continuo aumento y se estima que actualmente se producen en España alrededor de 1.200.000 t de lodos (en materia seca) (MITECO, 2018). Los lodos se caracterizan por ser un residuo orgánico con una composición variable, contiendo sustancias que pueden tener valor agronómico, como la materia orgánica, el nitrógeno, el fósforo y el potasio, y en menor cantidad el calcio, magnesio y otros micronutrientes esenciales para las plantas, pero también pueden contener otras con potencial contaminante como metales pesados, patógenos, y contaminantes orgánicos. Es por ello, que deben ser tratados de manera adecuada, para que los posibles contaminantes no afecten a los cultivos, ni a los suelos.

Los suelos de cultivo mediterráneos se caracterizan por tener un claro déficit de materia orgánica, por lo que la utilización de enmiendas orgánicas se hace necesaria para reponer su fertilidad. El uso de lodos tratados para este menester estaría de acuerdo con los principios de

la economía circular al convertir los residuos en recursos. Además, el uso de lodos tratados se ha mostrado como una práctica eficaz para promover el aumento de la fertilidad de los suelos, dando lugar a producciones similares a las de los fertilizantes inorgánicos (Albiach y col., 2001; Hernández y col., 2016).

Por todo ello, el objetivo del presente estudio fue conocer el efecto de la aplicación de un compost de lodos de EDAR sobre una plantación de almendros jóvenes y sobre el suelo de cultivo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo se estableció en una parcela de secano en la zona de Alcublas (Valencia), cuyas características principales se muestran en la Tabla 1. Al inicio del estudio se aplicó un abonado de fondo con compost de lodos de EDAR en preplantación, proveniente de la planta de compostaje de Calles (Valencia), y durante los dos años posteriores el compost se aplicó como abonado de cobertera (15 t ha^{-1}). Así, los tratamientos aplicados fueron un control sin fertilización (testigo) y uno con compost de lodos de EDAR (compost), con un total de cuatro unidades experimentales de tres árboles de cada tratamiento.

Tabla 1. Principales características del suelo de la parcela al inicio del ensayo.

Parámetro	Suelo parcela
Textura	Franco arcillosa
pH (1:2,5)	8,33
CE (extracto saturación) (dS m^{-1})	0,283
MO (%)	1,63
N (%)	0,084
P (mg kg^{-1})	11
K (mg kg^{-1})	257

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica oxidable;
N: nitrógeno orgánico; P, K: fósforo y potasio asimilable respectivamente.

La evaluación del efecto de la aplicación del compost de lodos en el crecimiento vegetativo de los plantones de almendro se realizó en base a mediciones morfológicas. En el inicio del ensayo y en el primer año se midieron el diámetro del tronco y la longitud media de las ramas principales, mientras que, en el segundo año de ensayo, debido a la dificultad de la medida de la longitud de las ramas principales, esta medida se sustituyó por la altura de los plantones. Además, en el segundo año de estudio se pudo realizar el muestreo foliar para conocer el estado nutritivo del cultivo.

Tras el primer y segundo año de aplicación del compost de lodos se realizaron muestreos de suelo para conocer su efecto sobre el suelo de cultivo.

Todas las muestras fueron analizadas según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

El efecto de los tratamientos sobre los distintos parámetros estudiados se estudió mediante análisis de varianza (ANOVA) usando el test post-hoc de Duncan ($p<0,05$).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Efecto de la aplicación del compost de lodos sobre el crecimiento de los plantones

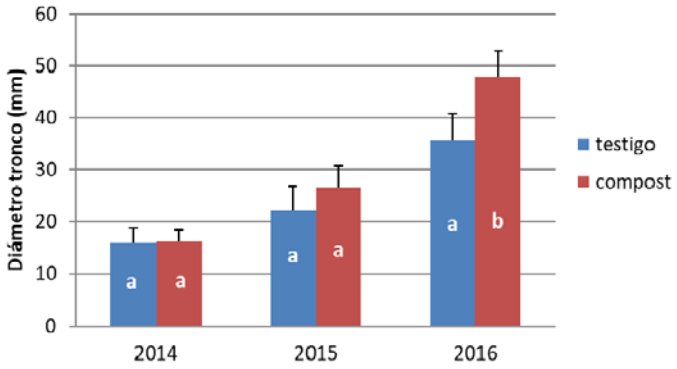


Figura 1. Efecto de la aplicación de compost de lodos de EDAR sobre el diámetro del tronco de los plantones de almendro. Dentro de cada año barras con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Como puede observarse en la Figura 1, la población de plantones fue bastante homogénea en las medidas iniciales (2014), pues todos los plantones tuvieron un diámetro de tronco similar. Durante el primer año de aplicación en cobertera del compost (2015), si bien no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, se puede observar que el compost provocó un ligero aumento del diámetro del tronco en los plantones, aumento que, ya en el segundo año (2016), hizo que las diferencias resultaran estadísticamente significativas con respecto al testigo, observándose un crecimiento mayor del diámetro de tronco en los plantones fertilizados con compost. Estos datos están de acuerdo con lo encontrado por Rubio-Covarrubias y col. (2009).

En cuanto a la longitud de las ramas (Figura 2), podemos observar que en el inicio los plantones tuvieron también una longitud de ramas muy similar entre tratamientos, mientras que, en el primer año de ensayo, si bien no se alcanzaron diferencias estadísticamente significativas, se dio un mayor crecimiento de las ramas con la aplicación de compost. En la Figura 2 podemos observar que la altura de los plantones en el segundo año tuvo un valor medio ligeramente superior con el compost, pero sin llegar a ser estadísticamente diferente.

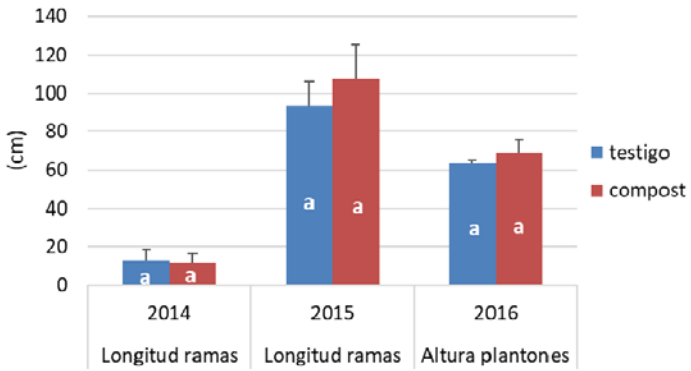


Figura 2. Efecto de la aplicación de compost de lodos de EDAR sobre la longitud de las ramas y la altura de los plantones de almendro. Dentro de cada año barras con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

3.2. *Efecto de la aplicación del compost de lodos sobre el estado nutritivo de los plantones*

El análisis foliar es una herramienta muy buena para conocer el estado nutritivo de la plantación y poder ver en qué medida los tratamientos que se aplican están afectando al cultivo. Tras los dos primeros años, en los que no se pudo realizar el muestreo de hojas por falta de masa vegetativa, se realizó el muestreo foliar, obteniendo los resultados que se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de nutrientes en las hojas de los plantones en el tercer año de ensayo (2016).

Tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	B	Fe	Cu	Mn	Zn
	%					mg kg^{-1}				
Testigo	1,98	0,119	0,998	3,11	0,467	13,6b	41,0	6,74b	64,3	10,7
Compost	2,14	0,164	0,936	2,98	0,426	10,3a	42,6	5,87a	52,6	10,9

Dentro de cada nutriente, medias con letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$).

La aplicación de compost de lodos ha aumentado el contenido de algunos de los nutrientes como el nitrógeno o el fósforo, aunque no se alcanzaron diferencias estadísticamente significativas, y, disminuyó significativamente el contenido de boro y cobre. Lo que no está de acuerdo con lo visto por Ibañez-Burgos y col. (2006), ya que estos autores encontraron que la aplicación de compost de lodos en plantones de almendro aumentaba el contenido de nitrógeno y potasio foliares con respecto al control. Todos los nutrientes de las hojas de los plantones se encuentran dentro del rango de valores considerados como normales para el cultivo (Mills y Benton, 1996), a excepción del boro y el cinc que se encuentran un poco por debajo en ambos tratamientos.

3.3. *Efecto de la aplicación del compost de lodos sobre el suelo de cultivo*

Como puede observarse en la Tabla 3, el efecto de la aplicación de compost de lodos durante el primer año de estudio fue más bien escaso, encontrándose pequeñas diferencias entre tratamientos que tan solo alcanzaron significación estadística en el caso del fósforo asimilable, donde la aplicación de compost dio lugar a un aumento en el contenido del mismo en el suelo.

Durante el segundo año la aplicación de compost de lodos provocó un mayor efecto sobre las propiedades del suelo. Así, la aplicación de compost hizo que disminuyera el pH y aumentara la conductividad del suelo, lo que ha sido encontrado por numerosos autores (García y col., 2004; Ibañez-Burgos y col., 2006). Por otro lado, se observó un aumento del contenido de materia orgánica del suelo, aunque no se alcanzaron diferencias estadísticamente significativas, lo que no está de acuerdo con lo encontrado por Ibañez-Burgos y col. (2006) en el suelo de plantones de almendros, aunque estos realizaron el ensayo en contenedores de PVC a diferencia de nuestro ensayo que se realizó en campo. En cuanto al resto de nutrientes en el suelo, tan solo hubo diferencias significativas en el contenido de magnesio asimilable, donde la aplicación de compost provocó un aumento del mismo.

Tabla 3. Efecto de los tratamientos sobre el las características y el contenido de nutrientes del suelo.

	2015		2016	
	testigo	**compost**	**testigo**	**compost**
pH (1:2,5)	8,45	8,48	8,71**	8,52**
CE (dS m^{-1})	0,309	0,339	0,449**	0,764**
MO (%)	1,84	1,97	1,84	2,30
N (%)	0,091	0,100	0,098	0,122
P (mg kg^{-1})	5,84a**	15,0b**	8,93**	29,2**
K (mg kg^{-1})	257	269	213	269
Ca (mg kg^{-1})	6514	5808	5264	5363
Mg (mg kg^{-1})	76,6	87,0	52,1*	76,7*
Cu (mg kg^{-1})	8,67	9,14	11,2	12,8
Fe (mg kg^{-1})	18251	18391	16610	17122
Mn (mg kg^{-1})	170	167	170	165
Zn (mg kg^{-1})	22,0	23,8	19,8	23,5
Ni (mg kg^{-1})	10,7	10,4	11,2	10,5
Pb (mg kg^{-1})	8,58	8,70	8,65	9,41
Cr (mg kg^{-1})	16,3	15,7	17,3	16,1
Cd (mg kg^{-1})	0,670	0,670	0,599	0,616

CE: conductividad eléctrica (extracto de saturación); MO: materia orgánica oxidable; N: nitrógeno orgánico; P: fósforo soluble; K, Ca, Mg (extraídos con acetato amónico); Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, Pb, Cr, Cd (extraídos con agua regia). Valores medios dentro de un mismo año seguidos de letras distintas indican diferencias significativas (*p<0,05; **p<0,01). Valores referidos a materia seca.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en los primeros años del cultivo de almendros han mostrado que la aplicación de compost de lodos hizo que los plantones crecieran más, teniendo un contenido en nutrientes ligeramente superior, y que, en el suelo de cultivo, se observara un aumento significativo de algunos de los elementos clave en la nutrición de los cultivos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Tecnol*. 76, 125-129.

García C., Pascual J.A., Mena E., Hernández T., 2004. Influence of the stabilization odf organic materials on their biopesticide effect in soils. *Bioresource. Technol*. 95, 215-221.

Hernández T., Chocano C., Moreno J.L., García C., 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (Lactuca sativa L.) crops-Effects on soil and plant. *Soil Till Res*. 160, 14-22.

Ibañez-Burgos A., Vera J., Rovira J.M., Sastre-Conde I., 2006. Efecto de compost de lodos residuales sobre enfermedades foliares por hongos en cultivo de almendro. En: H. M. Poggi-Varaldo, E. Ríos-Leal, J. García-Mena, F. Esparza-García, M. T. Ponce-Noyola, I. Robles-González, I. Sastre-Conde, H. Macarie, J. L. Sanz, I. Watson-Craik, E. Foresti, D. Reible, C. Garibay-Orijel (Eds) *Environmental Biotechnology and Engineering.* Proceedings of the Second International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering (2IMEBE). 26-29 September, 2006. México City, México.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para el Riego. Tomo III. Plantas, Productos Orgánicos Fertilizantes, Suelos, Aguas, Productos Fitosanitarios, Fertilizantes Fitosanitarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 662 pp.

Mills H.A., Benton J.J., 1996. Plant Analysis Handbook II. Micro-Macro Publishing. Inc., Athens, G.A. Citado en Salazar D., Melgarejo P., 2002. El cultivo del almendro. AMV y Mundiprensa (Eds.), pp. 307.

MITECO, 2018. Lodos de depuración de aguas residuales. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/ (septiembre/2018)

Rubio-Covarrubias O.A., Brown P.H., Weibaum S.A., 2009. Variación anual, diaria y en el dosel de compuestos nitrogenados en hojas de almendro y nectarina. *Terra Latinoamericana* 27, 187-196.

HORTGANIC. USO EFICIENTE DE DISTINTAS FUENTES DE MATERIA ORGÁNICA EN AGRICULTURA MEDITERRÁNEA

Ana Quiñones, Ana Pérez-Piqueres, Isabel Rodríguez-Carretero, José Miguel de Paz, Rodolfo Canet

Centro para el desarrollo de la Agricultura Sostenible. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Moncada (Valencia), quinones_ana@gva.es

RESUMEN: Las hortícolas son un cultivo de gran importancia en el sector agrícola español, con una producción de 15 10^6 t y un valor de casi 6.000 10^6 € en 2014 (MAGRAMA, 2016). Entre las zonas de mayor producción destacan Andalucía, Murcia y la Comunidad Valenciana. Es un sector con un alto grado de tecnificación, cuyo producto alcanza elevados precios en el mercado. Debido a ello, su consumo de inputs es importante y, de entre ellos, los productos fertilizantes constituyen una de las principales partidas de gastos. Con el fin de reducir el coste en fertilizantes, unido al reto actual de valorización de materiales orgánicos residuales y al reconocimiento del papel de la materia orgánica en el mantenimiento de la calidad y la fertilidad de los suelos, las prácticas agrícolas se están dirigiendo a una reducción en el aporte de productos minerales mediante su sustitución por materias orgánicas de distintos tipos y orígenes. Con este fin, se formó el grupo operativo HORTGANIC cuyo objetivo principal es el diseño de una herramienta para la gestión de productos orgánicos en la fertilización de los cultivos hortícolas, a través de desarrollo de un modelo de simulación de mineralización y asimilación de la materia orgánica adaptado a las condiciones propias del suelo, clima y principales sistemas de cultivos hortícolas de España.

PALABRAS CLAVE: economía circular, hortícolas, sostenibilidad, innovación, TIC

1. INTRODUCCIÓN

En España, los cultivos hortícolas se cultivan en casi 400 10^3 ha con una producción de 15 10^6 t (MAGRAMA, 2016), siendo un sector de gran importancia económica en nuestro país, con vocación exportadora y un alto grado de tecnificación. Dentro de este último, y con el objetivo de incrementar la rentabilidad y sostenibilidad de estos cultivos, se está tendiendo a reducir el aporte de productos minerales mediante su sustitución por materias orgánicas de distintos tipos y orígenes. En esta dirección, con el fin de reducir los daños medioambientales ocasionados por la agricultura convencional (basada en el uso de productos de síntesis), la Comisión Europea ha establecido un paquete de medidas destinadas a potenciar la economía circular (EU, 2015) que coloca la eficiencia en el centro de la toma de decisiones económicas y prácticas. Con estas medidas se pretende asegurar un valor añadido de los inputs a la vez que se alarga el ciclo de vida de los recursos al ser reutilizados. Además, se eliminan los desechos evitables, se minimiza la demanda de recursos no renovables, se mejora la eficiencia y se reducen los costes. En el caso de la fertilización, esto significaría optimizar los rendimientos de los recursos naturales, de tal forma que mediante la fertilización se pretende no sólo nutrir directamente la planta, sino estimular el conjunto, es decir el suelo y la planta, manteniendo o mejorando la fertilidad del suelo mediante el aporte de material orgánico procedente de material compostado o restos vegetales añadidos al cultivo. El aumento de materia orgánica del suelo mejora la estructura del mismo, su capacidad de retención de agua, el drenaje, proporciona una fuente de nutrientes de liberación lenta y promueve el crecimiento de lombrices y otros organismos beneficiosos del suelo (Zmora-Nahum

y col., 2007). Aunque en términos generales, la fertilización mineral da lugar a eficiencias superiores a la orgánica en los primeros años de transformación (Bosshardy col., 2009); sin embargo, a lo largo de los años y debido al incremento de la actividad biológica del suelo y el contenido en nutrientes con el reciclado de los residuos de cosecha, se llega a mantener un contenido gradual de N disponible para la planta (Withmore, 2007), reduciendo, a la larga, los aportes de N mineral, más fácilmente lixiviable.

Hasta ahora, sin embargo, los resultados productivos y medioambientales de este proceso de sustitución no han sido, desgraciadamente, todo lo exitosos que hubiera sido deseable. Las razones son múltiples, pero pueden resumirse en la necesidad de gestionar la materia orgánica de forma muy diferente a la clásica fertilización mineral, en la cual casi todas las variables de trabajo son fácilmente controlables. El manejo de las incertidumbres que rodean al uso de materia orgánica, como son el alto grado de variabilidad de las mismas y las diferentes características fisicoquímicas y microbiológicas de los suelos agrarios, es el principal origen de toda su problemática y donde la innovación tecnológica puede ser de mayor utilidad para el sector.

Por otro lado, de entre todos los elementos esenciales para los cultivos, el nitrógeno es de los que se necesita en mayor proporción al influir en mayor medida sobre el crecimiento vegetativo y la producción que otros nutrientes. Por estas razones, durante décadas se ha llevado a cabo una sobrefertilización mineral continuada originando una degradación muy importante de los recursos hídricos por la contaminación por nitratos (Lu y col., 2015) y se ha publicado numerosa reglamentación europea, estatal y autonómica con el objetivo de establecer códigos de buenas prácticas agrarias que permitan incrementar la eficiencia de uso de los fertilizantes, reduciendo la concentración de nitratos de las aguas superficiales y subterráneas.

Con este objetivo se han llevado a cabo numerosos ensayos; sin embargo, pese a todos los avances realizados, no se han encontrado estudios que cuantifiquen temporalmente el N procedente de la mineralización de aportes orgánicos compostados, restos vegetales o residuos orgánicos enriquecidos, en cultivos hortícolas. Estos resultados permitirían establecer pautas de distribución de estas fuentes de N, de forma que se cubran las necesidades estacionales de los cultivos y se puedan reducir las aplicaciones de fertilizantes minerales. Esta información es básica para poder desarrollar modelos de simulación capaces de representar la dinámica del N en el sistema agrario y elaborar pautas de ayuda a la decisión (Decision Support System, DSS) con los que recomendar la fertilización nitrogenada.

Con este propósito, el objetivo general del proyecto de innovación propuesto por el grupo operativo es diseñar y poner a disposición del sector hortícola español una herramienta para la gestión de productos orgánicos en la fertilización de sus cultivos, fundamentada en datos reales obtenidos, en buena parte, por monitorización automática y en un motor de decisión basado en un modelo calibrado para las condiciones de trabajo de los usuarios.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolla en cuatro sistemas de cultivo hortícola claramente diferenciados y representativos de la forma de cultivo de hortícolas en el sureste peninsular: hortalizas de hoja, rotación solanácea/cucurbitácea en cultivo intensivo, rotación solanácea/cucurbitácea en cultivo ecológico y rotación solanácea/cucurbitácea en invernadero.

El propósito de este proyecto de innovación es la elaboración de una herramienta que permita gestionar el aporte de los productos orgánicos en la fertilización de los cultivos hortícolas. Ésta se lleva a cabo a través de un instrumento frecuentemente utilizado en sistemas agrarios, el de-

sarrollo de un modelo que simula, a través de un balance, los procesos de transporte, pérdidas o acumulaciones de diversos solutos en los sistemas de producción.

Los avances científicos realizados respecto al conocimiento de las degradación (mineralización) de las materias orgánicas y, muy especialmente, los desarrollos tecnológicos que facilitan tanto la modelización de las cantidades de nutrientes liberadas durante dichos procesos de degradación, que estarán disponibles para las plantas, como la medida de los parámetros que influyen en aquellos, han permitido que puedan modelizarse todos estos procesos, e implementarse en una aplicación o página web, de fácil acceso y de utilización sencilla por el propio sector. Esta herramienta facilita, en gran medida, la realización de recomendaciones racionales de abonado ajustadas a unas condiciones de cultivo concretas, permitiendo que se contabilicen como fuente de nutrientes aquellos procedentes de la mineralización de la materia orgánica, facilitando así, en su caso, la reducción del aporte de fertilizantes de síntesis (en cantidad y época de aplicación).

Para la ejecución de este proyecto de innovación, se han establecido 5 tareas ejecutadas de forma consecutiva según lo establecido en el siguiente esquema (Figura 1), a la que se añade una sexta tarea que incluye, de forma paralela a las anteriores, la redacción de informes y publicación de resultados.

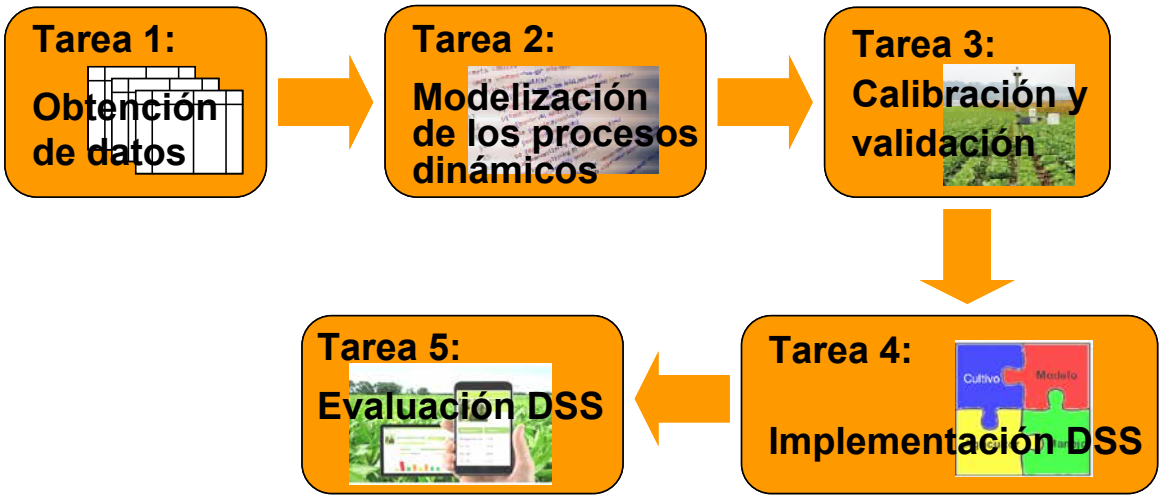


Figura 1. Esquema de distribución de Tareas.

Para ello se desarrollan una serie de actividades que se definen de forma resumida a continuación:

Tarea 1. Obtención de datos externos para la elaboración de los algoritmos del modelo inicial

Subtarea 1.1. Elaboración de una base de datos sobre las principales características de las materias orgánicas utilizadas en la fertilización hortícola
Subtarea 1.2. Creación de una base de datos de las características parámetros del agroecosistema
Subtarea 1.3. Recogida de datos meteorológicos

Tarea 2. Modelización de los procesos dinámicos considerados en el sistema de decisión-DSS

Subtarea 2.1. Exploración y evaluación de modelos ya desarrollados
Subtarea 2.2. Formulación del modelo de simulación adaptado a las condiciones de cultivo
Subtarea 2.3. Análisis de sensibilidad del modelo de simulación

Tarea 3. Calibración y validación de los modelos y la herramienta

Subtarea 3.1. Ensayos para la calibración-validación de las tasas de mineralización y absorción de N por los cultivos
Subtarea 3.2. Obtención de datos en campo para la calibración-validación del modelo.
Subtarea 3.3. Tratamiento estadístico de los datos

Tarea 4. Implementación del modelo en el sistema de recomendación (DSS) en WEB y desarrollo de la app

Subtarea 4.1. Diseño de menús en el DSS
Subtarea 4.2. Diseño de los mensajes de avisos
Subtarea 4.3. Diseño de la interface que facilite la implementación de las medidas de campo.

Tarea 5. Prueba de funcionamiento del DSS en parcelas comerciales

Tarea 6. Informe final y publicación de resultados

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El objetivo final es el desarrollo de una herramienta de gestión de los recursos orgánicos que ayude a la realización de una fertilización racional y sostenible, implementado en un portal WEB o en forma de aplicación para dispositivo móvil (Figura 2). Esta aplicación se desarrolla utilizando las soluciones de software de código abierto existentes (lenguaje PHP, javascript, etc.). La base de datos donde se aloja toda la información de apoyo al DSS, así como, de la caracterización de las materias orgánicas se lleva a cabo mediante un gestor de bases de datos abierta (MySQL o similar). De la misma forma, la aplicación será lo suficientemente abierta para que facilite posteriores modificaciones y/o mantenimiento. El diseño del DSS-web es de tipo “responsive”, es decir adaptable a cualquier dispositivo móvil, tableta u ordenador personal.

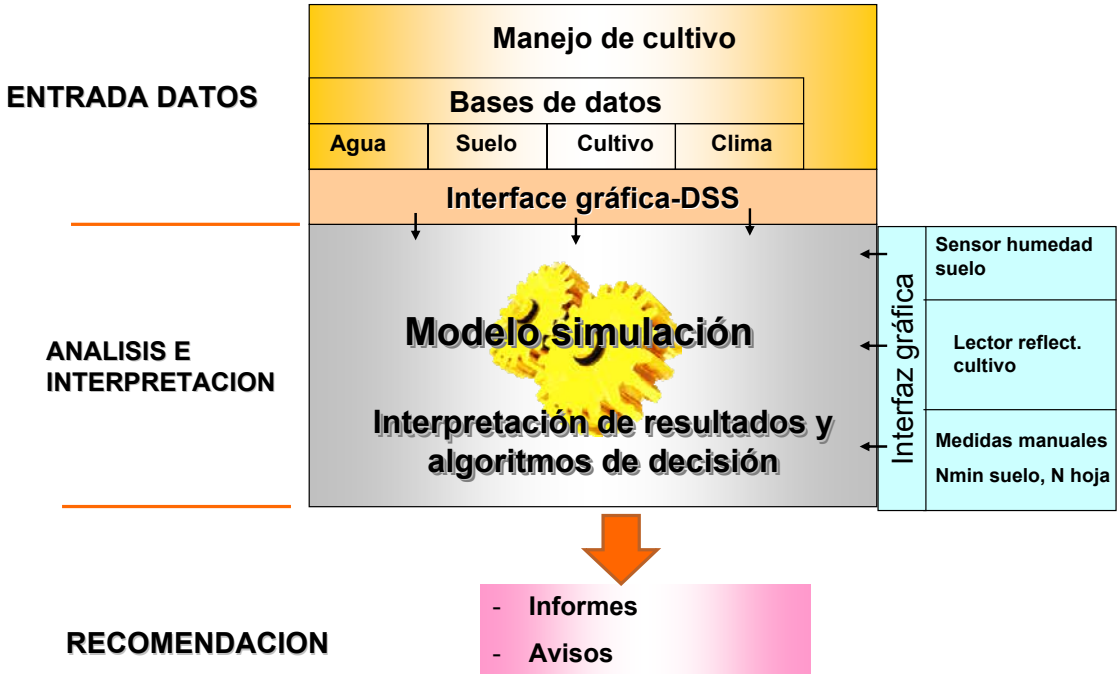


Figura 2. Esquema de implementación del modelo en un entorno DSS-web.

4. BIBLIOGRAFÍA

Bosshard C., Sørensen P., Frossard E., Dubois D., Ma¨DerP., Nanzer S. y col., 2009. Nitrogen use efficiency of 15N-labelled sheep manure and mineral fertilizer applied to microplots in long-term organic and conventional cropping systems. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 83, 271-287.

EU, 2015. Comunicación de la comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0011.02/DOC_1&format=PDF (En español).

Lu L., Cheng H.G., Pu X., Liu X.L., Cheng Q.D., 2015. Nitrate behaviors and source apportionment in an aquatic system from a watershed with intensive agricultural activities. *Environ. Sci. Process. Impacts* 17, 131-144.

Magrama, 2016. Anuario de estadística agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Whitmore A.P., 2007. Determination of the mineralization of nitrogen from composted chicken manure as affected by temperature. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*. 77, 225-232.

Zmora-Nahum, S., Hadar Y., Chen Y., 2007. Physico-chemical properties of commercial com-posts varying in their source materials and country of origin. *Soil Biol. Biochem*. 39, 1263-1276.

5. AGRADECIMIENTOS

Proyecto subvencionado gracias al “Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural: Europa invierte en zonas rurales” en relación con la Asociación Europea para la Innovación en materia de productividad y sostenibilidad agrícolas y al Programa Nacional de Desarrollo Rural (2014-2020) del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Metodología

USO DE BIOENSAYOS PARA LA VALORIZACIÓN DE LA CALIDAD AGRONÓMICA DE DIGESTATOS PROCEDENTES DE CODIGESTIÓN DE LODOS DE EDAR

Sergio Lloret[1], Pedro Rojo[1], Vicente Fajardo[1], Gloria Fayos[1], Ignacio García[2], Cesar Cañigal[2], Víctor Roca[2], José María Santos[2]

[1]Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia, [2]Entitat de Sanejament d'Aigües de la Comunitat Valenciana (EPSAR), C/ Álvaro de Bazán, 10, 46010 Valencia, slloret@globalomnium.com

RESUMEN: Global Omnium ha desarrollado un exhaustivo estudio mediante el uso de bioensayos para determinar de forma integrada los posibles efectos que puede producir el digestato procedente de los procesos de codigestión de las EDAR de Ontinyent-Agullent, Quart-Benager, Utiel y Gandía-La Safor sobre suelo agrícola. La calidad agronómica del digestato producido se ha valorado mediante el uso de los bioensayos: *Brassica rapa*, *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Folsomia candida* y *Enchytraeus crypticus*.
La interpretación de los resultados se basa en la comparación de dos tipos de indicadores: determinación de la relación concentración-efecto (PNEC) y determinación de la dosis de exposición (PEC). La relación entre ambos indicadores (PEC/PNEC) permite determinar el efecto que pueda tener la enmienda agrícola sobre el suelo. El valor de PEC habitual empleado en la aplicación agrícola de estos lodos es de 45 t ha^{-1}.
Los resultados obtenidos han mostrado que ninguna de las EDAR estudiadas muestra efectos negativos a la dosis de uso habitual, obteniendo los siguientes resultados del estadístico PNEC: Gandía- La Safor 442,5 t ha^{-1}, Ontinyent-Agullent 496,5 t ha^{-1}, Utiel 266,6 t ha^{-1}, Quart-Benager 485,2 t ha^{-1}. De hecho, estos resultados muestran que el proceso de codigestión, y por lo tanto la estabilización anaerobia de los lodos de EDAR, da como resultado digestatos con mayor calidad agronómica en comparación al fango de referencia que no presentaba procesos de digestión anaerobia.

PALABRAS CLAVE: PEC, PNEC, Cociente de riesgo, toxicidad, sinergia.

1. INTRODUCCIÓN

El Real Decreto 1310/1990, que regula la utilización de los fangos de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) en el sector agrícola, establece los límites de determinadas sustancias que pueden contener los fangos producidos en una EDAR y los suelos de destino de estos fangos. Dichos limites únicamente valoran la presencia de distintos elementos químicos en el suelo y fango. De forma adicional la Orden AAA/1072/2013 del 7 de junio sobre la utilización de dichos lodos tiene por objeto actualizar el contenido del Registro Nacional de Lodos, la información que deben proporcionar las EDAR, las instalaciones de tratamiento de los lodos de depuración y gestores que realizan la aplicación de estos lodos en las explotaciones agrícolas de acuerdo con lo dispuesto en el Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre.

Durante el proceso de codigestión se incrementa la complejidad química y biológica del digestato resultante del proceso de digestión anaerobia. Esta complejidad exige el uso de herramientas integradoras que valoren la calidad del producto resultante. Dentro de estas herramientas, el uso de bioensayos, permite determinar las posibles interacciones entre los compuestos

del suelo y valorar como los procesos de degradación y/o metabolización afectan a la matriz resultante (Crouau y Cazes., 2003).

En estudios previos se pudo validar cómo dichos ensayos permiten determinar la calidad agronómica del fango deshidratado convencional que no ha sido sometido a procesos de codigestión (Lloret y col., 2013). Dichos estudios mostraron cómo los resultados de toxicidad derivados son mucho más elevados en aquellos fangos con elevada concentración de metales pesados.

El trabajo realizado ha tenido como objetivo evaluar, mediante el uso de bioensayos a nivel de laboratorio, los efectos químicos y biológicos de la aplicación del digestato procedente de los procesos de codigestión de las EDAR de Ontinyent-Agullent, Quart-Benàger, Utiel y Gandía-La Safor sobre suelo agrícola en una parcela ubicada en el término municipal de Ayora, provincia de Valencia. Los resultados obtenidos se compararon con los obtenidos para la EDAR de Fontanars dels Alforins, siendo utilizados como blanco, ya que está instalación no posee procesos de codigestión y su afluente está compuesto sólo por aportaciones de origen doméstico con un contenido industrial muy bajo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La calidad agronómica del digestato producido se valoró mediante el uso de los siguientes bioensayos: *Brassica rapa* (OECD Guideline 208), *Lolium perenne* (OECD Guideline 208), *Trifolium repens* (OECD Guideline 208), *Folsomia candida* (ISO 11267) y *Enchytraeus crypticus* (ISO 16378). Estas especies han sido seleccionadas por ser especies accesibles, de manipulación sencilla y fácilmente reproducibles, con representación taxonómica en la zona de estudio y de distribución uniforme.

Las muestras de fangos y digestatos objeto de estudio proceden de las EDAR de Quart-Benàger, Utiel, Gandía-La Safor, Ontinyent-Agullent y Fontanars dels Alforins (Tabla 1).

2.1. Procedimiento de la aplicación del fango y digestatos en plantas

Para los ensayos con plantas el volumen de cada una de las muestras fue de 250 ml tomándose 100 gramos de las diferentes mezclas de suelo-fango/digestato como materia húmeda. A cada réplica se le añadieron 10 semillas y posteriormente se introdujeron en una estufa de incubación con un fotoperiodo de 16 horas de luz y 8 horas de oscuridad. La temperatura de incubación durante los periodos de luz fue de 15ºC y durante los periodos de oscuridad de 21ºC manteniéndose una humedad relativa del 70%.

Una vez germinaron el 50% de las semillas, se mantuvieron en cada replica 5 de esas semillas, descartando el resto. Trascurridos 28 días se procedió a la medida del tallo de las semillas germinadas.

2.2. Procedimiento de la aplicación del fango y digestatos en Enchytraues crypticus

Los ensayos se realizaron en recipientes de plástico de 100 mL de volumen y 5 cm de diámetro siguiendo las indicaciones del protocolo estandarizado ISO 16387:2004. Para cada una de las réplicas de los ensayos se añadieron 30 g de una mezcla suelo-fango/digestato con dosis crecientes del mismo. El cultivo se alimentó dos veces por semana con avena triturada en superficie y semanalmente se procedía a la apertura de los recipientes para la aireación de los mismos. Pasados 28 días, se procedió al recuento de individuos fijándolos en recipientes con alcohol al 75%.

Tabla 1. Descripción físico-química de los fangos de estudio.

Parámetro	Límites fangos con pH >7 (RD 1310/1990)	Quart-Benager	Gandía-La Safor	Utiel	Ontinyent-Agullent	Fontanars dels Alforins
Tratamiento		**Aireación prolongada**	**Aireación prolongada**	**Aireación prolongada**	**Aireación prolongada**	**Biodisco**
Estabilización anaerobia		Si	Si	Si	Si	No
pH		8,20	8,10	8,30	7,60	7,20
Nitrógeno total (%)		3,05	7,18	6,07	3,51	4,33
Materia orgánica total (%)		51	72	13	65	71
Materia seca (%)		20,60	20	18	26,30	93,10
Relación C/N		3,40	0,88	1,30	1,85	4,33
Mercurio (mg kg^{-1} s.m.s)	25	1,05	1,47	<0,10	0,50	0,49
Cadmio (mg kg^{-1} s.m.s)	40	5,20	<2,00	<2,00	2,90	<2,00
Calcio (mg kg^{-1} CaO s.m.s)		99.000	61.700	97.600	62.500	72.200
Cinc (mg kg^{-1} s.m.s)	4.000	1.600	810	840	880	820
Cobre (mg kg^{-1} s.m.s)	1.750	507	260	184	317	18
Cromo (III+VI) total (mg kg^{-1} s.m.s)	1.500	680	45	32	43	18
Fósforo total (mg kg^{-1} P_2O_5 s.m.s)		75.112	38.900	57.250	35.495	13.282
Hierro total (mg kg^{-1} s.m.s)		24.000	9.400	5.700	16.800	2.940
Magnesio total (mg kg^{-1} MgO s.m.s)		7.900	11.900	6.500	4.800	6.300
Níquel total (mg kg^{-1} s.m.s)	400	190	21	21	39	13
Plomo (mg kg^{-1} s.m.s)	1.200	280	56	25	24	33
Potasio (mg kg^{-1} K_2O s.m.s)		3.373	3.320	7.468	1.204	1.566

2.3. Procedimiento de la aplicación del fango y digestatos en Folsomia candida

Para los ensayos de reproducción de *Folsomia candida* se utilizaron placas Petri de 10 cm de diámetro siguiendo el protocolo ISO 11267:1999 con 30 g de mezcla suelo-fango/digestato, lo que supuso aproximadamente un cm de grosor en cada placa. Se añadieron 2 mg de levadura en la superficie y se mantuvo una temperatura de incubación de 21 ± 1 ºC en condiciones de oscuridad aireándose dos veces por semana. Durante este tiempo los individuos alcanzaron la madurez sexual y produjeron descendencia. Transcurridos 28 días se añadió etanol al 75% para poder realizar el contaje.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con los datos obtenidos en los distintos bioensayos se evaluó el riesgo ambiental derivado. Esta evaluación está formada por las siguientes fases: determinación de la relación concentración-efecto (PNEC), determinación de la dosis de exposición (PEC) y caracterización del riesgo (PEC/PNEC).

La determinación de PNEC se basa en el análisis de la concentración de la sustancia de estudio por debajo de la cual no hay efectos adversos observables. En este estudio se han utilizado los valores de EC_{10} (concentración efectiva que inhibe un 10% el parámetro de estudio) para el cálculo de la PNEC. Las determinaciones realizadas han cumplido los test de distribución normal de datos de Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov y Cramer Von Mises. Una vez realizados los cálculos para la obtención de los valores de EC_{10} para los distintos ensayos, estos se procesaron mediante el software ETX 2.0 (Aldenberg y Jaworska, 2000, Aldenberg y Luttik, 2002) para obtener la curva de distribución de especies y la concentración de fango que no tiene efecto perjudicial para el 95% de las especies, siendo este valor el PNEC.

Para la estimación del valor PEC se consideró un suelo con una capa arable de 25 cm y una densidad de 2.500 kg m^{-3}. La dosis media que se aplica habitualmente de fango procedente de una EDAR es de 45 t ha^{-1} de suelo, siendo este el valor estimado de PEC.

La caracterización del riesgo (RQ) se determina mediante la comparación de los valores de PEC frente a los valores de PNEC. Si el cociente de riesgo es menor que 1 se asume que el riesgo del compuesto para el medio ambiente es bajo. Si, por el contrario, RQ es mayor que 1, es probable que el uso de la sustancia tenga asociado un riesgo ambiental y, por lo tanto, se requieren más ensayos. Los cocientes de riesgo obtenidos se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Cocientes de riesgo para las EDAR de estudio.

EDAR	PNEC (t/ha^{-1})	PEC (t ha^{-1})	RQ=PEC/PNEC	Aplicable en agricultura
Gandia-La Safor	442,5	45	0,10	Sí
Ontinyent-Agullent	496,5	45	0,09	Sí
Utiel	266,6	45	0,17	Sí
Quart-Benager	485,2	45	0,09	Sí
Fontanars dels Alforins	254,61	45	0,18	Sí

Según los resultados obtenidos, las cinco EDAR de estudio se podrían agrupar en los dos siguientes grupos:

— EDAR Gandía-La Safor, Ontinyent-Agullent y Quart-Benager: Los valores obtenidos de PNEC son muy elevados, descardando la posible afección del proceso de codigestión. De modo que el digestato obtenido puede ser utilizado en agricultura incluso a concentraciones muy superiores a la actuales.

— EDAR Utiel y Fontanars dels Alforins: En ambas EDAR los resultados obtenidos muestran cómo la concentración de digestato que se puede emplear en agricultura es muy superior a la que se emplea actualmente. En la EDAR de Utiel los resultados son ligeramente inferiores probablemente por su baja concentración de materia orgánica (Tabla 1).

4. CONCLUSIONES

El análisis de los datos procedentes de los bioensayos realizados muestra cómo ninguna de las EDAR estudiadas con procesos de codigestión muestran efectos negativos a las dosis habituales, siendo el valor obtenido PNEC mucho mayor del que se utiliza normalmente. Además, parece que el proceso de codigestión, y por lo tanto la estabilización anaerobia de fango, da como resultado digestatos con mayor calidad agronómica en comparación con el fango de referencia de la EDAR de Fontanars dels Alforins, donde no hay procesos de codigestión ni afluentes industriales.

Los resultados obtenidos muestran cómo los bioensayos son una herramienta muy útil para determinar el impacto del uso de fangos en la aplicación agrícola debido a que el análisis químico tiene limitaciones importantes para predecir el efecto sobre los organismos del suelo (Crouau y Cazes, 2003). De forma adicional el análisis meramente químico no contempla posibles interacciones o sinergias entre los compuestos y sus efectos sobre los organismos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aldenberg T., Jaworska J.S., 2000. Uncertainty of hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology Environmental Safety* 46(1), 1-18.

Aldenberg T., Luttik R., 2002. Extrapolation factors for tiny toxicity data sets from species sensitivity distributions with known standard deviation. En: Psthuma, L., Suter, G.W., Traas T.P. (Eds) *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. New York, USA: Lewis Publishers, pp. 103-108.

Crouau Y., Cazes L., 2003. What causes variability in the *Folsomia candida* reproduction test? *Applied Soil Ecology* 22, 175-180.

ISO 11267, 1999. Soil quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. International Organization for Standarization. Geneva, Switzerland.

ISO 16378, 2004. Soil quality – Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.)- Determination of effects on reproduction and survival. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

Lloret S., Sanchís J., Andrés F., Rojo P., Fajardo V., Zorrilla F., Cañigal C., 2013. Estudio de la ecotoxicidad de los fangos deshidratados de EDAR mediante bioensayos normalizados para determinar su aplicación agrícola. *Tecnoaqua* 2,30-40.

Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD), 2006. Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. OECD Publishing, Paris.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al doctor Xavier Domene Casadesus, del Centre de Recerca Ecológica i Aplicacions Forestals de Barcelona, la aportación de los cultivos utilizados para el estudio, así como su colaboración desinteresada.

INFLUENCIA DEL CAUDAL DE RECIRCULACIÓN DE LA SOLUCIÓN ÁCIDA EN LA CAPTURA DE NH3 MEDIANTE LA TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS PERMEABLES A LOS GASES

María Cruz García-González, Berta Riaño, Beatriz Molinuevo Salces, David Hernández González

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. Ctra. de Burgos, km 119, 47071 Valladolid, riairabe@itacyl.es

RESUMEN: La mayor fuente de emisiones de NH_3 en Europa es el sector agropecuario, contribuyendo con el 93% del total. Una de las estrategias para reducir las pérdidas de NH_3 en este sector se centra en la captura y el tratamiento de las emisiones. En este estudio se ha trabajado con la tecnología de membranas permeables a los gases para capturar el NH_3, dentro del proyecto Life Ammonia Trapping. La membrana tiene forma tubular y se sumerge en una corriente líquida con alto contenido en NH_3. Por su interior discurre una solución ácida, de manera que el NH_3 que se encuentra en la corriente líquida que está en forma gaseosa puede atravesar la membrana y combinarse con la solución ácida del interior formando sulfato de amonio, que es un fertilizante. Entre los objetivos del proyecto Life Ammonia Trapping está el diseño, construcción y optimización de un prototipo a escala de granja para capturar NH_3 de dos corrientes líquidas (purín y digestato). Para optimizar los parámetros de funcionamiento de dicho prototipo se han realizado diversos ensayos en laboratorio, siendo el caudal de recirculación del ácido dentro de la membrana uno de los parámetros determinantes en la captura del NH_3. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto del caudal de recirculación de la solución ácida en la captura de NH_3 en una corriente líquida con alta concentración de NH_3. El caudal óptimo es 40 L d^{-1}, a partir de este caudal el incremento de la eficacia de recuperación es muy bajo.

PALABRAS CLAVE: Emisiones amoniaco, residuos ganaderos, recuperación de nitrógeno, membranas.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de estrategias de recuperación de nitrógeno a partir de residuos ganaderos se fundamenta, no sólo en la reducción de la emisión de gases, sino también en el valor agronómico y económico del nitrógeno recuperado. En este estudio se ha trabajado con membranas tubulares de politetrafluoroetileno expandido (e-PTFE). Estas membranas son permeables a los gases e hidrófobas. En esta tecnología, las membranas se sumergen en el agua residual y por el interior de las mismas circula una solución ácida, habitualmente ácido sulfúrico (Vanotti y Szogi, 2011). Debido a la diferencia de concentración de NH_3 gas entre ambos lados de la membrana, el NH_3 contenido en el agua residual, pasa a través de la membrana y es capturado y concentrado en la solución ácida. Una vez en la solución ácida, el NH_3 se combina con los protones libres para formar iones de amonio (NH_4^+), no volátiles, formándose una sal fertilizante (sulfato amónico en este caso). La eficiencia de las membranas permeables a los gases está directamente relacionada con el NH_3 presente en el agua residual, donde las formas presentes de nitrógeno amoniacal (N-NH_3), el NH_3 y el NH_4^+, están en equilibrio (Ahn y col., 2011; Samani-Majd y Mukhtar, 2013a). Este equilibrio depende del pH y de la temperatura del agua residual. Como ventajas con respecto a otras tecnologías de recuperación de nitrógeno de aguas residuales se pueden mencionar las siguientes: 1) no se necesita realizar ningún pretratamiento; 2) no se necesita la adición de ningún reactivo y 3) su bajo consumo energético (García-González y col., 2015; Zarebska y col., 2015).

Estudios previos han evaluado el efecto de la concentración amoniacal inicial o el control del pH en la recuperación de amoniaco (García-González y col., 2015; García-González y Vanotti, 2015). Sin embargo, la influencia de otros parámetros, como es el caudal de recirculación de la solución ácida, ha sido escasamente abordada (Samani-Majd y Mukhtar, 2013b). El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto del caudal de la recirculación de la solución ácida sobre la recuperación de NH_3 mediante membranas permeables a los gases usando una solución sintética rica en N-NH_3 y operando en modo semi-continuo. Para ello se emplearon dos tipos de membranas con distintas densidades (0,45 y 0,95 g cm^{-3}).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Montaje experimental

El montaje experimental consistió en dos reactores idénticos (R1 y R2) con un volumen total efectivo de 0,6 L (diámetro de 20 cm y altura de 3 cm) (Figura 1). Para simular agua residual, se empleó una solución sintética de NH_4Cl (3,3±0,1 gN-NH_3 L^{-1}) y $NaHCO_3$ que aportó 14,9±0,6 g $CaCO_3$ L^{-1} de alcalinidad. Asimismo, se añadió un inhibidor de nitrificación (alitiourea) en una concentración de 10 mg L^{-1}. El pH de la solución sintética fue de 8,1±0,2. Para concentrar el N-NH_3 se usaron frascos de 500 mL que contenían inicialmente 90 mL de H_2SO_4 1 N. Esta solución ácida se recirculó continuamente usando una bomba peristáltica (Pumpdrive 5001, Heidolph, EEUU) a través de una membrana tubular permeable a los gases. El caudal de recirculación de la solución ácida a través de la membrana tubular se fue variando entre 12, 22, 40, 56 y 79 L d^{-1} en cinco experimentos diferentes. La membrana tubular era de e-PTFE (ZEUS, EEUU) con una longitud de 61 cm, un diámetro externo de 5,2 mm y un grosor de la pared de 0,64 mm. En R1, la membrana tenía una densidad de 0,95 g cm^{-3} mientras que en R2 era de 0,45 g cm^{-3}. La relación superficie de membrana por volumen de solución sintética fue de 0,017 m^2 L^{-1}. La membrana tubular se colocó en una configuración horizontal y sujeta por conectores plásticos para asegurar que la membrana estuviera completamente sumergida durante todo el experimento. Para mantener el pH de la solución sintética elevado, y asegurar así la formación de amoniaco, se aportó aire usando una bomba de acuario (Hailea, Aco-2201) desde la base del reactor a través de una piedra porosa. El caudal de aire se controló mediante un rotámetro (Aalborg, Orangeburg, NY, EEUU). El caudal de aire (0,24 L aire L^{-1} de solución sintética min^{-1}) fue seleccionado de acuerdo con trabajos previos (García-González y col, 2015). La tapa de los reactores no se selló, teniendo un puerto abierto que permitía la salida de aire. Todos los experimentos se llevaron a cabo a temperatura ambiente (22,1±2,5 ºC).

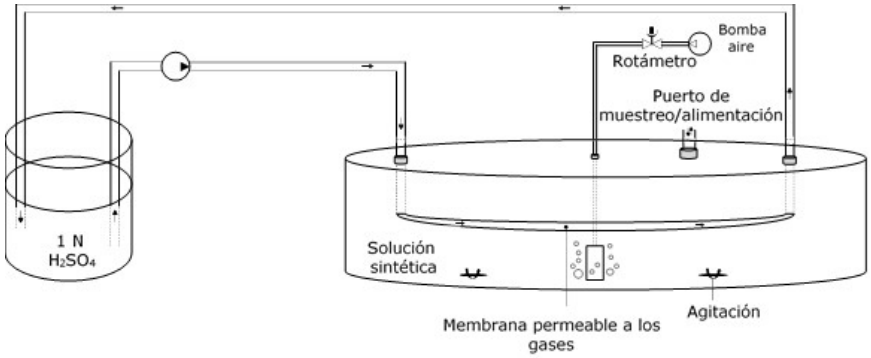


Figura 1. Montaje experimental.

Los reactores se alimentaron de forma idéntica una vez al día. El volumen de los reactores se comprobó diariamente, compensándose la pérdida de agua. Antes de la alimentación, se sacó de los reactores un volumen igual al alimentado (efluente), con objeto de mantener un volumen constante en los reactores. Cada experimento duró 21 d, y la carga amoniacal diaria fue de 664±29 mg L^{-1} d^{-1} (correspondiente a 39,6±1,7 g N-NH_3 m^{-2} d^{-1}).

El pH y el N-NH_3 de la alimentación y de los efluentes se determinó diariamente. Al mismo tiempo, se tomaron muestras diarias de las soluciones ácidas para el análisis de pH y de N-NH_3. A medida que el amoniaco pasa de la solución sintética a la solución ácida, el pH de la solución ácida aumenta. Por esta razón se estableció un protocolo: cuando el pH de la solución ácida aumentaba por encima de 2 se añadió H_2SO_4 96-98% (Panreac) a la solución ácida hasta un pH<1.

2.2. Métodos analíticos

El pH fue analizado usando un pH-metro Crison Basic 20 (Crison Instruments S.A., Barcelona, España). La concentración de N-NH_3 se determinó siguiendo el Método Normalizado APHA (2005).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Eliminación de N-NH_3 de la solución sintética

La concentración inicial de N-NH_3 de la solución sintética fue de 3320±145 mg L^{-1}. Esta concentración disminuyó a valores promedios que fueron desde 299 a 437 mg L^{-1} en R1 y desde 211 a 471 mg L^{-1} en R2 (Tabla 1). La eliminación de N-NH_3, debida tanto a la recuperación de N-NH_3 como a la volatilización, se situó entre 87-91% y entre 86-94% para R1 y R2, respectivamente. No se observó correlación entre la masa total de N-NH_3 eliminada en los reactores durante el tiempo de experimentación y el caudal de recirculación de la solución ácida, como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 1. N-NH_3 en los efluentes y eficacias de eliminación de N-NH_3 para R1 y R2 para los diferentes caudales de recirculación.

	R1		R2	
Caudal de recirculación (L d^{-1})	**N-NH_3 en el efluente (mg L^{-1})[1]**	**Eliminación de N-NH_3 (%)[2]**	**N-NH_3 en el efluente (mg L^{-1})[1]**	**Eliminación de N-NH_3 (%)[2]**
12	437 ± 178	87 ± 5	471 ± 136	86 ± 4
22	430 ± 123	87 ± 4	331 ± 157	90 ± 5
40	299 ± 101	91 ± 3	237 ± 150	93 ± 4
56	324 ± 141	90 ± 4	211 ± 124	94 ± 3
79	431 ± 164	87 ± 5	304 ± 94	91 ± 3

[1] La concentración promedio de N-NH_3 fue calculada como la concentración promedio de los efluentes obtenidos desde los días 6 al 21.

[2] La eficacia de eliminación de N-NH_3 fue calculada como: 100 x (N-NH_{3in}- N-NH_{3eff})/ N-NH_3, donde N-NH_3 es la concentración de N-NH_3 en la alimentación y N-NH_3 es la concentración de N-NH_3 en el efluente para cada día experimental.

Tabla 2. Masa total de N-NH_3 eliminado de los reactores para todo el periodo experimental y eficiencia de recuperación de N-NH_3 para R1 y R2 para los diferentes caudales de recirculación.

	R1		R2	
Caudal de recirculación (L d^{-1})	**Masa total de N-NH_3 T eliminado (g)**	**Eficiencia de recuperación de N-NH_3 (%)[1]**	**Masa total de N-NH_3 eliminado (g)**	**Eficiencia de recuperación de N-NH_3 (%)[1]**
12	8153	78,5	8413	75,2
22	8470	80,9	8748	85,1
40	8626	81,5	8508	85,7
56	8305	86,8	8645	89,2
79	8176	89,0	8182	87,6

[1] La eficiencia de recuperación de N-NH_3 fue calculada como el N-NH_3 recuperado en la solución ácida dividido entra el N-NH_3 eliminado de la solución sintética y multiplicado por 100.

3.2. Recuperación de N-NH_3 en la solución ácida

La concentración de N-NH_3 en la solución ácida aumentó progresivamente hasta alcanzar valores finales de 18994-26233 mg L^{-1} en R1 y de 13899-18777 mg L^{-1} en R2 para los distintos caudales de recirculación (Figura 2). Estas diferencias entre los reactores fueron debidas a la mayor recuperación de agua (destilación osmótica) en R2 comparado con R1 para todos los caudales de recirculación evaluados, lo que resultó en la dilución de la solución ácida de R2.

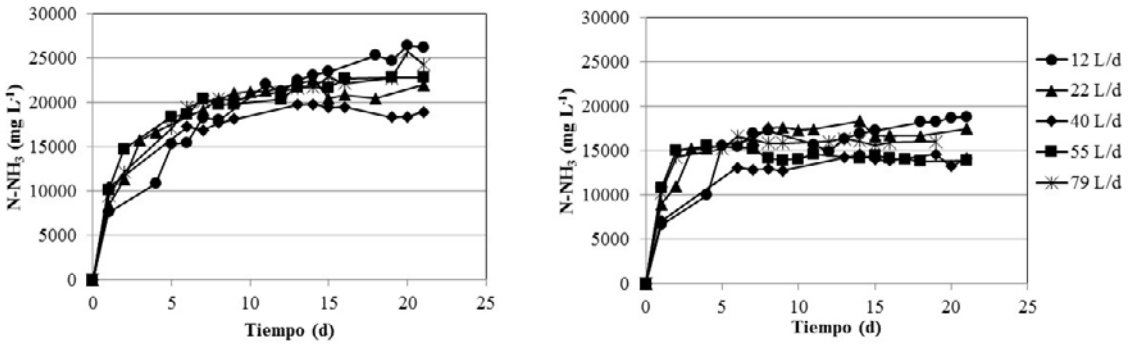


Figura 2. N-NH_3 en la solución ácida para los reactores R1 (A) y R2 (B) para todos los caudales de recirculación evaluados.

La velocidad de recuperación de N-NH_3, expresada como los gramos de N-NH_3 recuperados por m^2 de membrana y por día, aumentó un 15 y un 20%, respectivamente, para R1 y R2 al aumentar el caudal de recirculación desde 12 hasta 40 L d^{-1} (Figura 3). Sin embargo, a partir de

dicho caudal, las diferencias en la velocidad de recuperación de N-NH_3 fueron muy bajas, con porcentajes próximos al 4% si se compara la velocidad a 40 L d^{-1} y a 79 L d^{-1} tanto para R1 como para R2. Por otro lado, la eficiencia de recuperación de N-NH_3, expresado como el porcentaje de N-NH_3 recuperado con respecto al N-NH_3 eliminado, aumentó a medida que se incrementó el caudal de recirculación (Tabla 2). Así, para caudales de recirculación altos, las pérdidas de amoniaco a la atmósfera serán menores, reduciendo el impacto ambiental y mejorando la eficiencia del sistema de membrana permeable a los gases.

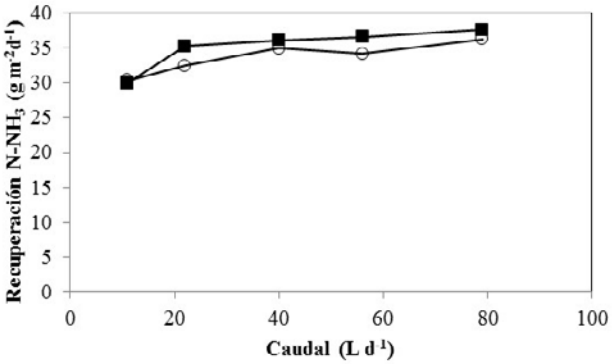


Figura 3. Velocidad de recuperación de N-NH_3 para todos los caudales estudiados (R1 y R2)

4. CONCLUSIONES

Un incremento en el caudal de recirculación de la solución ácida desde 12 hasta 40 L d^{-1} implica un aumento de la velocidad de recuperación de N-NH_3 del 15-20% Sin embargo, a partir de un caudal de recirculación de 40 L d^{-1} el incremento de la velocidad de recuperación fue muy bajo. Por lo tanto, la operación a mayores caudales de recirculación implicaría un mayor consumo eléctrico sin el consiguiente incremento de la capacidad de recuperación de amonio. La densidad de la membrana no parece influir de manera significativa en la recuperación de N-NH_3.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ahn Y.T., Hwang Y.H., Shin H.S., 2011. Application of PTFE membrane for ammonia removal in a membrane contactor. *Water Sci. Tech*. 63, 2944-2948.

APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.

García-González M.C., Vanotti M.B., Szogi A.A., 2015. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of aeration. *J. Environ. Manage*. 152, 19-26.

García-González M.C., Vanotti M.B., 2015. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. *Waste Manage*. 38, 455-461.

Samani-Majd A.M., Mukhtar S., 2013a. Ammonia diffusion and capture into a tubular gas-permeable membrane using diluted acids. *Trans. ASABE* 56 (5), 1943-1950.

Samani-Majd A.M., Mukhtar S., 2013b. Ammonia recovery enhancement using a tubular gas-permeable membrane system in laboratory and field-scale studies. *Trans. ASABE* 56 (5), 1951-1958.

Vanotti M.B., Szogi A.A., 2011. Systems and Methods for Reducing Ammonia Emissions from Liquid Effluents and for Recovering the Ammonia. US Patent Appl. SN 13/164,363, filed June 20, 2011. US Patent and Trademark Office Washington, D.C.

Zarebska A., Romero Nieto D., Chirstensen K.V., Fjerbaek Sotoft L., Norddahl B., 2015. Ammonium fertilizers production from manure: a critical review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*. 45, 1469-1521.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto Ammonia Trapping, financiado por la Unión Europea a través del programa Life. Referencia del proyecto Life15ENV/ES/000284.

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE MADUREZ DE COMPOST DE ALPEORUJO EN RELACIÓN AL GRADO DE HUMIFICACIÓN, BIODEGRADABILIDAD E ÍNDICES DE GERMINACIÓN

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

Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, Almería, mjr956@ual.es

RESUMEN: Una de las cuestiones más importantes para evaluar la calidad, y la viabilidad práctica de los productos obtenidos tras someter a los residuos orgánicos a tratamientos de biodegradación, es la determinación de su estado de madurez. Éste es considerado como la suma de dos conceptos clave: estabilidad biológica y humificación, ambos relacionados con el grado de descomposición de la materia orgánica debido a la acción de los microorganismos. En este trabajo se analizaron distintos índices de respirometría relacionados con el consumo de O_2 y, por ende, con su estabilidad biológica, así como la evolución en el contenido de las distintas fracciones húmicas y fúlvicas. Además, y dada su estrecha relación con el estado de madurez, se evaluó el índice de germinación de las muestras objeto de estudio en semillas de berro, lo que permitió comprobar su potencial fitotoxicidad. Las muestras ensayadas procedían de tres procesos de compostaje distintos, ejecutados en plantas de tratamiento de residuos procedentes de la industria del olivar. Como consecuencia de estos análisis se pudo obtener una imagen fiable del estado de madurez de las tres plantas de compost de alpeorujo estudiadas, lo cual es de interés para valorar su calidad de cara a una potencial aplicación agronómica, así como para alcanzar una mayor comprensión del propio proceso de compostaje en función de la materia prima sometida al tratamiento.

PALABRAS CLAVE: respirometría, fitotoxicidad, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, residuos de almazara.

1. INTRODUCCIÓN

El alpeorujo es un residuo considerado altamente contaminante que presenta inconvenientes para su adecuada gestión debido, entre otras cosas, a que su alta concentración en compuestos fenólicos lo convierte en un material recalcitrante, fitotóxico y antimicrobiano (Sierra y col., 2000).

En un proceso de compostaje, los microorganismos que habitan los residuos orgánicos conforman un ecosistema favorable para conseguir la máxima biodegradación de dicha materia prima. De este modo, esta tecnología, sostenible con el medio ambiente, se postula como una alternativa adecuada para abordar la problemática de los residuos procedentes de las almazaras.

La siguiente cuestión importante es asegurar la calidad del producto. En este sentido, la madurez es un parámetro importante. Para evaluar el estado de madurez se debe considerar la suma de dos conceptos, estabilidad biológica y humificación, ambos relacionados con el grado de descomposición de la materia orgánica debido a la acción de los microorganismos. Una

medida de la actividad microbiana que puede proporcionar datos fiables, repetibles y científicamente sólidos sobre la biodegradabilidad del compost, es la respiración. Por esta razón, la respirometría, medida como la tasa de evolución de CO_2 y/o de absorción de O_2, se ha utilizado ampliamente para evaluar la actividad microbiana y, como consecuencia, la biodegradabilidad del compost (Ponsá y col., 2010).

En este trabajo se investigó el estado de madurez de las muestras en base al contenido en fracciones húmicas, índices respirométricos e índice de germinación, con el objetivo de alcanzar una mayor comprensión del proceso de compostaje elaborado a partir de alpeorujo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización de este trabajo se emplearon muestras procedentes de tres plantas de compostaje distintas, destinadas a la gestión de residuos generados durante la extracción de aceite de oliva, denominadas ALP1, ALP2 y ALP3, respectivamente. Se llevaron a cabo 6 muestreos a lo largo del proceso: materia prima inicial (MPR), etapa mesófila (MES), etapa termófila (TER), enfriamiento (ENF), maduración (MAD) y producto final (PRF). Los parámetros de humificación, carbono extraíble total (CET) (g $100g^{-1}$), ácidos húmicos (AH) (g $100g^{-1}$), ácidos fúlvicos (AF) (g $100g^{-1}$) y fracciones no humificadas (NH) (g $100g^{-1}$), se obtuvieron según el método descrito por Ciavatta y col. (1990), y el carbono total (CT) (%) fue determinado utilizando un analizador elemental. Además, se calculó el índice de humificación en base a la proporción de ácidos húmicos respecto al carbono extraíble total (Pah): Pah= (AH/CET) x 100. La biodegradabilidad se evaluó mediante los índices IRD, consumo de oxígeno medio durante las 24 horas de máxima actividad, y AT_4, consumo de oxígeno acumulado durante un período de 4 días tras superar la fase lag (Almeira y col., 2015). Finalmente, para medir la fitotoxicidad potencial de las muestras de compost, se realizó un ensayo de germinación (IG) utilizando semillas de berro (*Lepidium sativum*), según el método seguido por Zucconi y col. (1981): IG= ((Gi x Li)/(Gc x Lc)) x 100, donde Gi es la media de semillas germinadas en cada muestra (estandarizado a una dilución 1/5); Gc es la media de semillas germinadas en la placa control (agua destilada); Li es la longitud de radícula media de las semillas germinadas en cada muestra (mm); y Lc es la longitud de radícula media de las semillas germinadas en la placa control (mm). En todos los análisis se realizaron tres replicas y los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis estadístico ANOVA y LSD, utilizando Statgraphics Centurion XVII (StatPoint Inc., Virginia).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto a los datos de los principales parámetros de humificación, en la Tabla 1 se observa como el CT decreció al final del proceso en todas las plantas, siendo más pronunciado en ALP1. En cuanto al contenido en AH, AF, y la suma de ambos, los valores en términos absolutos se mantuvieron constantes en las plantas ALP1 y ALP3, mientras que se observó un ligero descenso en ALP2. No obstante, la evolución del contenido en fracciones húmicas puede verse modificada cuando se tiene en cuenta el descenso en los niveles de CT y materia orgánica (datos no mostrados). La fracción NH se mantuvo constante en las tres plantas analizadas durante todo el proceso.

Tabla 1. Principales parámetros de humificación de las tres plantas de alpeorujo. Los resultados son la media (n=3) ± SD. Las letras representan las diferencias significativas (P < 0,05).

Empresa	Parámetros de humificación	Muestreos					
		MPR	MES	TER	ENF	MAD	PRF
ALP1	CT	26,6±6,6^{c}	16,2±2,2^{ab}	10,4±1,0^{a}	26,5±3,8^{c}	21,8±0,9^{bc}	15,4±0,3^{ab}
	CET	14,6±0,5^{c}	14,0±4,9^{c}	6,6±1,9^{a}	10,7±3,7^{ab}	10,9±2,2^{ab}	9,4±1,0^{ab}
	AH	4,2±2,2^{a}	7,7±1,7^{b}	3,7±1,6^{a}	5,0±0,7^{ab}	7,3±0,8^{b}	6,4±0,6^{ab}
	AF	1,3±1,3^{a}	5,4±2,3^{b}	2,5±0,6^{a}	2,2±1,6^{a}	2,7±0,1^{a}	2,0±0,6^{a}
	AH+AF	5,5±1,0^{a}	13,1±53,0^{c}	6,2±2,1^{a}	7,2±1,6^{ab}	10,1±0,8^{bc}	8,3±0,1^{ab}
	NH	4,9±2,3^{a}	4,7±0,6^{a}	3,5±0,7^{a}	4,1±0,8^{a}	4,0±0,7^{a}	4,1±0,7^{a}
ALP2	CT	36,0±0,5^{d}	37,6±0,2^{e}	37,6±0,1^{e}	30,1±0,2^{b}	28,2±1,1^{a}	31,7±0,5^{c}
	CET	34,3±0,9^{c}	28,3±2,9^{bc}	33,4±2,2^{c}	25,0±4,6^{ab}	21,5±3,2^{a}	18,6±5,6^{a}
	AH	16,4±3,8^{b}	11,6±1,1^{a}	11,6±1,4^{a}	12,6±1,3^{ab}	11,0±1,3^{a}	11,3±2,0^{a}
	AF	8,3±3,3^{c}	4,0±0,4^{ab}	5,5±0,5^{bc}	4,0±0,1^{ab}	1,8 ±1,2^{a}	2,4±1,3^{a}
	AH+AF	24,7±7,1^{b}	15,6±1,2^{a}	17,1±1,4^{a}	16,6±1,3^{a}	12,8±2,5^{a}	13,7±2,6^{a}
	NH	5,7±2,6^{a}	9,4±0,8^{b}	10,6±0,3^{b}	7,8±2,5^{ab}	5,7±1,2^{a}	5,0±0,3^{a}
ALP3	CT	42,8±0,7^{d}	43,6±0,1^{e}	41,9±0,5^{c}	38,7±0,4^{a}	43,1±0,2^{de}	40,8±0,6^{b}
	CET	23,4±4,9^{b}	22,2±1,0^{ab}	17,4±1,4^{a}	25,8±2,1^{b}	21,8±1,6^{ab}	20,3±5,9^{ab}
	AH	8,7±1,1^{ab}	4,3±1,0^{a}	7,2±1,5^{ab}	9,2±2,2^{ab}	9,8±5,6^{b}	7,3±0,8^{ab}
	AF	1,7±0,7^{b}	1,1±0,1^{ab}	1,2±0,01^{ab}	0,4±0,8^{a}	0,6±0,2^{ab}	1,6±1,2^{b}
	AH+AF	10,4±1,0^{b}	5,4±1,0^{a}	8,4±1,6^{ab}	9,7±1,7^{ab}	10,4±5,6^{b}	9,0±2,0^{ab}
	NH	5,9±0,7^{b}	4,5±1,5^{ab}	4,2±0,5^{ab}	5,1±1,8^{ab}	4,5±0,1^{ab}	3,7±0,5^{a}

La pérdida de CT puede relacionarse, de manera indirecta, con el grado de madurez del compost. Sin embargo, no debe considerarse por sí solo un indicador de humificación definitivo. Respecto al resto de parámetros, la tendencia observada en ALP1 es la más coincidente con los valores esperados para compost maduros. La presencia de una importante fracción no humificada (NH) se ha descrito en muestras de compost de origen diverso, donde se cree que podría interferir en la separación de los compuestos fúlvicos (Jurado y col., 2014).

Por otro lado, en la Figura 1 se representa la evolución del índice Pah durante los tres procesos de compostaje estudiados. Se observó una tendencia creciente hacia el final del proceso en ALP1 y ALP2 (68% y 65%, respectivamente), mientras que en ALP3 fluctuaron los valores, llegando a su máximo en la fase de maduración, pero en ningún caso se alcanzó el 62% indicativo de maduración óptima en residuos compostados (Iglesias-Jiménez y col., 2008).

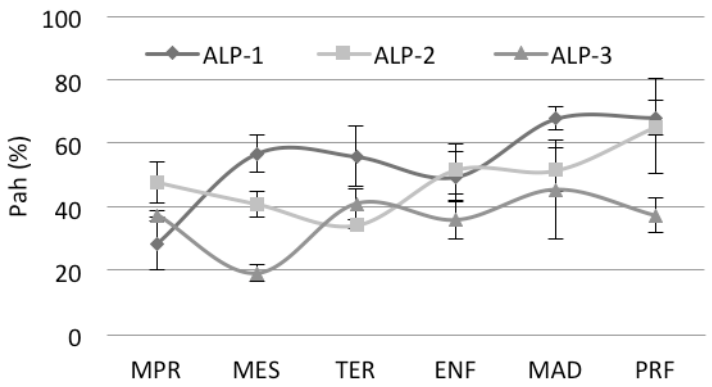


Figura 1. Evolución de la proporción de ácidos húmicos respecto al carbono extraíble total de las tres plantas de compostaje de alpeorujo. Los resultados son la media (n=3) ± SD (barras verticales).

Los índices de respirometría (Figura 2) registraron una caída hacia la etapa final del proceso de compostaje, lo que implica que la máxima actividad biológica ocurre al inicio del proceso. Sólo en el caso de ALP2 se detectó un pico de actividad en la fase PRF, lo cual podría estar relacionado con la entrada accidental de material fresco en la pila. No obstante, los resultados obtenidos coinciden con los observados para otros residuos de biodegradabilidad baja (IRD < 2) (Ponsá y col., 2010).

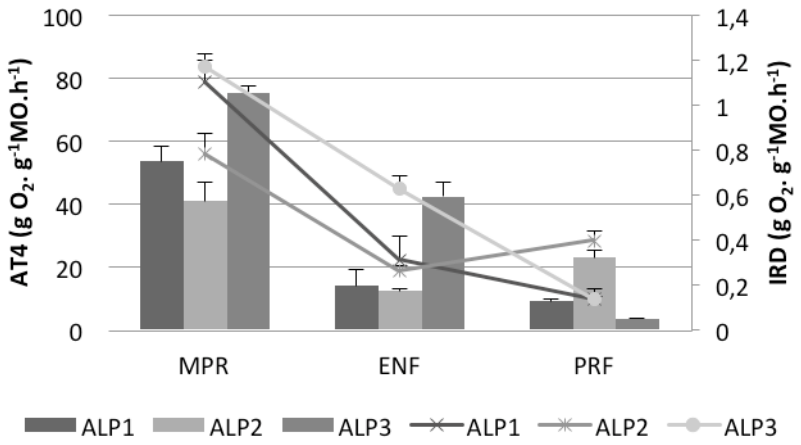


Figura 2. Evolución de índices de respirometría en las etapas clave de los tres procesos estudiados. Los resultados son la media (n=3) ± SD (barras verticales).

En cuanto al ensayo de germinación (Figura 3), se registraron valores muy bajos al inicio, lo que sugiere una alta fitotoxicidad de las muestras, que queda resuelta en el producto final, donde se supera el 50% de Índice de Germinación. Aun así, en ALP2 disminuye la germinación en PRF, lo cual coincide con lo indicado en respirometría. ALP1 parte de los valores de IG más altos y alcanza los mejores resultados en todas las fases en comparación con las otras plantas. En bibliografía se observa que a partir de la etapa termófila, cuando se higieniza el material, mejora la germinación notablemente. Esto no ocurre así en ALP2 y ALP3, lo que sugiere la necesidad de optimizar las condiciones operacionales de ambos procesos (Alburquerque y col., 2006).

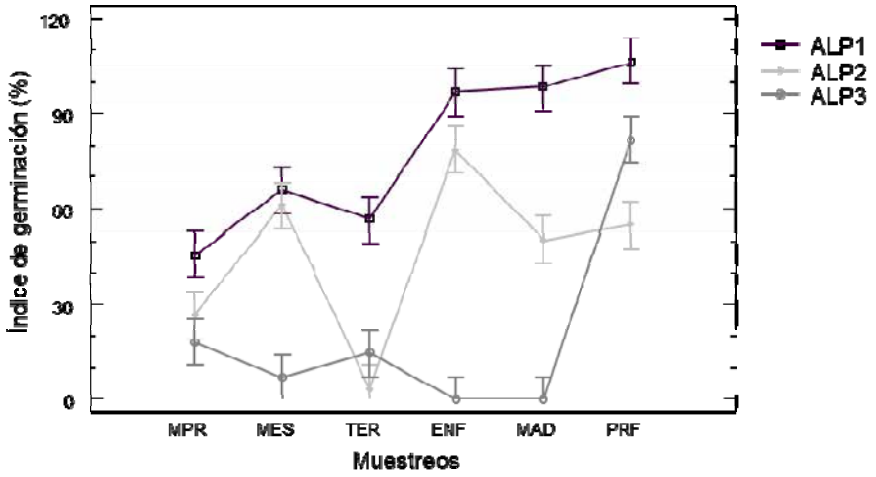


Figura 3. Evolución del índice de germinación a lo largo de los tres procesos estudiados. Los resultados son la media (n=3) ± SD (barras verticales).

4. CONCLUSIONES

La evaluación de la madurez del compost es clave para asegurar su calidad y verificar que su aplicación al suelo presenta las garantías necesarias para no resultar fitotóxico. Los resultados obtenidos reflejan la importancia de llevar a cabo un seguimiento de los parámetros básicos de estabilización y madurez, como son la proporción de humificación (Pah), el índice de Germinación (IG), o los índices respirométricos IRD y AT4, siendo imprescindibles para evaluar la calidad del producto final. Dichos parámetros pueden servir como indicadores de buenas prácticas en empresas dedicadas al compostaje a gran escala.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alburquerque J.A., Gonzálvez J., García D., Cegarra J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere*. 64 (3), 470-47.

Almeira N., Komilis D., Barrena R., Gea T.,Sánchez A., 2015. The importance of aeration mode and flowrate in the determination of the biological activity and stability of organic wastes by respiration índices. *Bioresource Technol.* 196, 256-262.

Ciavatta C., Govi M., Vittori Antisari L., Sequi P., 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *J. Chromatogr*. 509, 141–146.

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.

Iglesias-Jiménez E., Barral M.T., Marhuenda F.C.., 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 243–83.

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

Sierra J., Martí E., Montserrat G., Cruañas R., Garau M. A., 2000. Aprovechamiento del alpechín a través del suelo. Estimación del posible impacto sobre las aguas de infiltración. *Edafología.* 7 (2), 91-102.

Zucconi F., Forte M., Monaco A.D.E., De Bertoldi M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*. 22(4), 27-29.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto AGL2012-36434. Este grupo de investigación quiere agradecer la enorme ayuda proporcionada por las Doctoras Teresa Gea y Raquel Barrena, y el Ingeniero Informático, experto en programación de arduinos, Javier Noguera, sin los cuales habría sido imposible llevar a cabo este trabajo.

AUTOEVALUACIÓN *LOW-COST* DEL COMPOST DE BIORRESIDUOS MEDIANTE "ENSAYOS DE BALCÓN"

Amaia Garcia-Tabar[1], Joseba S. Arizmendiarrieta[1,2,3], Itziar Domeño[1], Miguel Iriarte[1], Ignacio Irigoyen[1,2] y Julio Muro[1]

[1]Universidad Pública de Navarra, [2]Fertile Auro (FeA), [3]Luar Ingurumena. agtabar@outlook.com, natxo.irigoien@unavarra.es

RESUMEN: El compostaje descentralizado se está afirmando como una vía sostenible para el tratamiento local de los residuos orgánicos municipales, también llamados biorresiduos. Sin embargo, en algunos casos las personas participantes en los programas de compostaje plantean ciertas dudas y desconfianzas acerca de la posible utilización en horticultura urbana del compost resultante. El objetivo de este trabajo es diseñar e implementar una herramienta sencilla y barata para la evaluación del compost de biorresiduos en el ámbito doméstico. Para ello, se presenta una metodología en la que los propios usuarios pueden evaluar en sus propias casas, de una manera simple, su compost (https://youtu.be/zbOx1wQEbF0). El sistema presentado es únicamente una herramienta de demostración y divulgación, y no pretende sustituir a los ensayos científico-técnicos. La metodología presentada consiste en el cultivo de lechugas en contenedores de un litro, fabricados a partir de tetrabriks reutilizados, que han sido rellenados con una mezcla de tierra, arena y dosis crecientes de compost. Estos contenedores se colocan en bandejas que el usuario ubica en su propio balcón en una zona con suficiente iluminación. Los contenedores se riegan por inundación y al cabo de 4 semanas se cortan y pesan las lechugas. Mediante esta metodología amena y sencilla, además de autoevaluar el compost y conocer mejor sus potencialidades y limitaciones de uso, se introduce en los hogares o aulas la horticultura urbana y se acerca la experimentación científica al ámbito doméstico o al escolar.

PALABRAS CLAVE: Ciencia ciudadana, lechuga y horticultura urbana.

1. INTRODUCCIÓN

Es evidente la problemática mundial de generación y gestión de residuos. Antiguamente, la eliminación de los residuos antrópicos no planteaba un problema significativo, ya que la población era pequeña y la cantidad de terreno disponible para la asimilación de éstos era grande (Garrigues, 2003). Este problema de gestión de residuos se agrava año tras año ya que como menciona Guerrero y col. (2013) el rápido aumento de la población, la urbanización y el desarrollo económico han llevado a un aumento significativo de la producción de residuos sólidos. Además, la generación de residuos per cápita aumenta en las sociedades occidentales inmersas en una economía lineal basada en el consumo de productos de consumir y tirar.

Dada la magnitud de estos residuos, se considera necesaria una buena estructura de gestión. Esta gestión se define legalmente como la ``recogida, el transporte y tratamiento de los residuos, incluida la vigilancia de estas operaciones, así como el mantenimiento posterior al cierre de los vertederos, incluidas las actuaciones realizadas en calidad de negociante o agente´´ (Ley 22/2011, 2011, pp. 85659). Para conseguirla, es muy importante centrarse en el concepto de la economía circular y en el principio de jerarquía en las opciones de gestión de residuos. En

definitiva, se trata de sustituir una economía lineal basada en producir, consumir y tirar, por una economía circular en la que se reincorporen al proceso productivo, una y otra vez, los materiales que contienen los residuos para la producción de nuevos productos o materias primas (PEMAR 2016-2022, 2015).

Según la Comisión Europea, la producción de biorresiduos alcanza anualmente valores de entre 118 y 138 millones de toneladas, de las cuales 88 millones forman parte de los residuos municipales. Además, se espera que esta cantidad aumente un promedio del 10% para 2020 (Jesen y col., 2016). Estos representan el 46% del total desechos sólidos urbanos (RSU). Sin embargo, según la *European Compost Network*, sólo entre el 20 y el 60% del total de biorresiduos se recogen y son tratados por separado de otros RSU (Bortolotti y col., 2018). Por lo tanto, en este ámbito se ve posible un amplio rango de mejora.

La descentralización es el término que se refiere a tratamientos de residuos biológicos a pequeña escala, que han surgido como alternativa prometedora a las instalaciones industriales centralizadas (Bortolotti y col., 2018). Existe en la actualidad un consenso generalizado de que el tratamiento en origen de manera descentralizada, es un sistema que puede prevenir esos potenciales impactos ambientales (Zurbrügg y col., 2005; Köner y col., 2008; Adhikari y col., 2010; Andersen y col., 2012).

El compostaje, es uno de los posibles sistemas descentralizados de gestión de residuos orgánicos que está ganando importancia en todo el mundo, en el marco de gestión integrada de residuos sólidos municipales y, en particular, en la desviación del vertido de residuos biodegradables. Considerándose una opción de prevención en el manejo de biorresiduos a nivel local por diversos autores (Tatáno y col., 2015). Este es un proceso biológico que transforma residuos orgánicos en humus bajo la acción microbiana en presencia de oxígeno. Ofrece estabilización de residuos, recuperación de nutrientes y ahorro de gases de efecto invernadero (GEI) (Anwar y col., 2018).

Los residuos agrícolas y urbanos compostados se han usado para enmendar el suelo y mejorar su fertilidad durante siglos. Por otro lado además, con el endurecimiento de las legislaciones de gestión de residuos y la problemática mundial sobre su gestión se considera una buena opción el poder gestionar la fracción de residuos orgánicos municipales (FORM) mediante compostaje y vermicompostaje *in situ* (en el ámbito rural, urbano y periurbano) con el fin de poder utilizar estos como enmiendas orgánicas en la agricultura urbana, hoy en día en auge. Ayudando así al cumplimiento de los nuevos objetivos y exigencias marcadas por la UE (Directiva (UE) 2018/851).

En este tipo de agricultura en contenedor surgen dudas de que sustratos son los más adecuados para el medio de cultivo y a su vez en qué proporción utilizarlos. Por ello, con intención de dar solución a esta problemática de manera sencilla y barata, en el presente estudio se presenta y evalúa una metodología para autoevaluación de compost en desarrollable en un balcón.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El ensayo se estableció en la finca de prácticas e investigación de la Universidad Pública de Navarra.

Se utilizaron tetrabriks como contenedores de 1L, estos fueron cortados y adecuados para el rellenado y plantación. En ellos se añadió una mezcla de tierra y arena con compost en distintas proporciones (0%, 25%, 50%, 75% y 100%), como medio de cultivo (Figura 1).

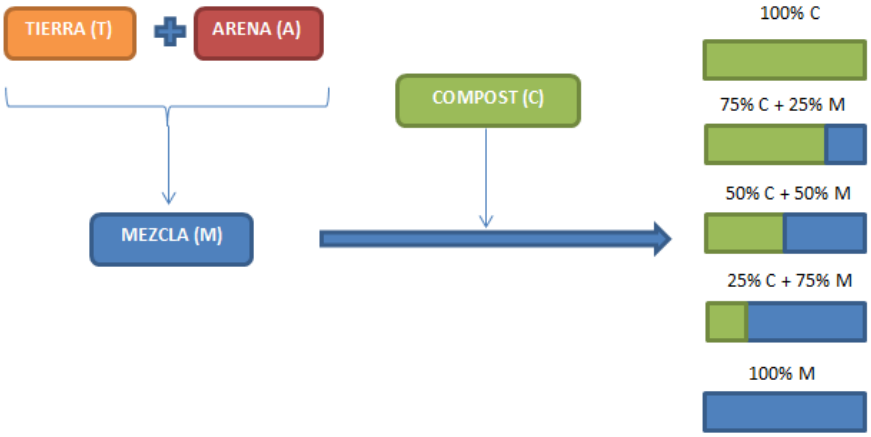


Figura 1. Esquema de la composición de los medios de cultivo.

Para facilitar su identificación se etiquetaron y ordenaron. Estos fueron introducidos en una bandeja y colocados con una inclinación de aproximadamente 25 grados (Figura 3). El riego se aplicó en una primera vez sobre las lechugas tras la plantación. Los riegos posteriores se aplicaron directamente sobre la bandeja garantizando que al menos cada dos días la totalidad del orificio inferior del tetabrick permanecía plenamente sumergido en el agua. Con esto se consiguió unas condiciones estandarizadas de riego por inundación para todas las plantas.

En cada uno de los recipientes se plantó una lechuga, tomada como unidad experimental. De cada una de estas unidades experimentales se realizaron seis repeticiones.

Todo ello se puede observar paso a paso en el siguiente video explicativo: https://youtu.be/zbOx1wQEbF0

Estas lechugas fueron regadas periódicamente, a demanda, y tras cuatro semanas se cosecharon y pesaron en fresco.

Como variable de comparación se utilizaron las medias en peso fresco de las lechugas con iguales medios de cultivo. Esta se analizó mediante la herramienta sencilla de gráficos en Excel. Paralelamente se realizó una valoración de visu asignando valores de 0 a 4 a las lechugas en función de su tamaño.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos (Tabla 1) muestran que se alcanzan las lechugas con mayor producción con el medio de cultivo de 100% de compost, con un peso medio de 52,8 g. Con él se consigue aumentar hasta en 10 veces la producción en peso.

Tabla 1. Pesos (g) de las lechugas según su medio de cultivo.

Nomenclatura	Compost (%)	Mezcla (%) (Arena+Tierra)	Peso (g)	Valor *visu*
100M	*0*	*100*	*5,5±1,26*	0
25C/75M	25	75	10,6±3,42	1
50C/50M	50	50	17,9±2,90	2
75C/25M	75	25	30,9±13,60	3
100C	100	0	52,8±28,65	4

M, mezcla arena 50% y tierra 50%; C, compost.

Se puede apreciar una tendencia al aumento en la producción al aumentar la proporción de compost en el medio (Figura 2). Se considera que se han obtenido unos resultados de fácil apreciación visual (Figura 3) e interpretación. Este ensayo *low-cost* puede ser utilizado de manera satisfactoria para la evaluación de los compost particulares y para conocer la proporción en la que puede ser usados. De manera complementaria, o en vez de pesar las lechugas, se les puede asignar de visu un valor de 0 (testigo) a 4, siendo 4 la más desarrollada y 1 la menos desarrollada. En este caso las lechugas con mayor valor *visu* obtenido fueron las que tenían como medio de cultivo un 100% de compost.

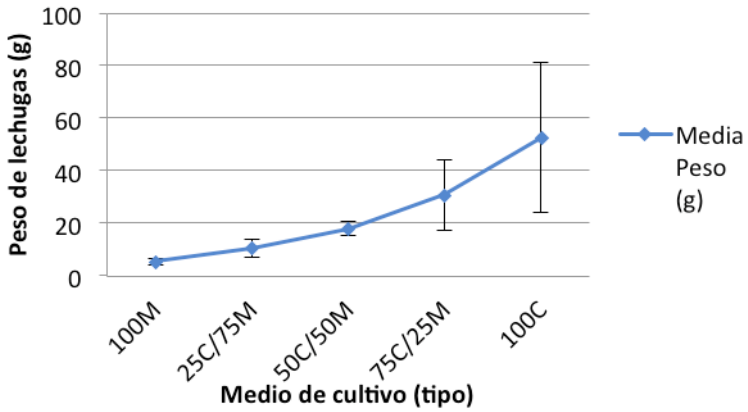


Figura 2. Evaluación y comparación de los medios de cultivo según el peso de las lechugas. M, mezcla arena 50% y tierra 50%; C, compost.

Figura 3. Imágenes de la evolución del cultivo de lechugas. Recién plantadas (imagen centro) y un mes más tarde (imagen der.). Detalle inclinación de la bandeja para estandarización del riego (imagen izq.).

4. CONCLUSIONES

Mediante esta metodología amena y sencilla, además de evaluar el compost y conocer mejor sus potencialidades y limitaciones de uso, se introduce en los hogares o aulas, la horticultura urbana y se acerca la ciencia al ámbito doméstico o escolar.

Se considera que se pueden sacar conclusiones y diferencias de manera sencilla y visual con el uso de este método *low-cost*. Pudiendo facilitar a la ciudadanía a evaluar su propio compost y encontrar la mezcla más adecuada para su cultivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Adhikari B.K., Trémier A., Martinez J., Barrington S., 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Manage.* 28, 1039–1053.

Andersen J.K., Boldrin A., Christensen T.H., Scheutz C., 2012. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Manage. Res.* 32, 31-40.

Anwar S., Elagroudy S., Abdel Razik M., Gaber A., Bong C.P.C., Ho W. S., 2018. Optimization of solid waste management in rural villages of developing countries. *Clean Technol. Envir.* 20 489-502.

Bortolotti A., Kompelmann S., De Muynck S., 2018. Decentralised Organic Resource Treatments e Classification and comparison through Extended Material Flow Analysis. *Cleaner Production.* 183, 515-526.

Directiva (UE) 2018/851 del parlamento europeo y del consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la directiva 2008/98/CE sobre los residuos. DO L150/109 del 16 de Junio de 2018.

Garrigues, 2003. Manual para la Gestión de los Residuos Urbanos. Madrid: *E.h.s. ecoiuris.*

Guerrero L.A., 2013. Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Manage.* 33, 220-232.

Jesen M. B., Moller J., Scheutz C., 2016. Comparison of the organic waste management systems in the Dinish-German border region using life cycle assessment (LCA). *Waste Manage.* 49, 491-504.

Körner I., Saborit-Sánchez I., Aguilera-Corrales, 2008. Proposal for the integration of decentralised composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. *Waste Manage. Res.* 28(1), 64-72.

Ley 22/2011, d. 2. (29 de julio de 2011). Boletín Oficial del Estado. Madrid, España.

PEMAR 2016-2022. (8 de octubre de 2015). Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022. Madrid, España.

Tatáno F., Pagliaro G., Di Giovanni P., Foriani E., Mangani F., 2015. Biowaste home composting: Experimental process monitoring and quality control. *Waste Manage.* 38, 72-85.

Zurbrügg C., Dreschera S., Rytza I., Maqsood S., Enayetullahb I., 2005. Decentralised composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders. *Resour Conser Recy.* 43, 281–292.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural. Programa de Desarrollo Rural del Gobierno de Navarra 2014-2020. Proyecto Piloto de bioeconomía circular de residuos orgánicos a escala local con dimensión social y formativa.

TÉS DE BIOMEZCLAS AGOTADAS COMO TÉCNICA DE BIOAUMENTACIÓN PARA ACELERAR LA ELIMINACIÓN DE PLAGUICIDAS EN SISTEMAS *BIOBEDS*

Laura Delgado Moreno, Rogelio Nogales, Esperanza Romero

Departamento de Protección Ambiental. Estación Experimental del Zaidín (CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008-Granada, esperanza.romero@eez.csic.es

RESUMEN: En un estudio previo (Delgado-Moreno y col., 2017[a]), se elaboró, a escala piloto, un sistema de bioremediación biobed (SBB) que contenía una biomezcla de suelo, vermicompost de alperujo y poda (SVP) (25:25:50, vol:vol:vol) para eliminar altas dosis de plaguicidas típicamente empleados en olivar (imidacloprid, dimetoato, diuron, tebuconazol y oxifluorfen). El SBB presentó una eficacia de eliminación, generalmente, superior al 73%, sin embargo, se observó que su capacidad degradativa era limitada en el tiempo para algunos plaguicidas. La bioaumentación de los SBBs con microorganismos previamente expuestos a los contaminantes a tratar puede mejorar su eficacia reduciendo las limitaciones observadas. En el presente estudio, se evaluó el efecto sobre el rendimiento de SVP de la adición de microorganismos de la biomezcla residual que ha estado previamente expuesta a altas dosis de los plaguicidas de interés. La inoculación microbiana a la biomezcla SVP sin contaminar se realizó mediante la adición de: i) biomezcla residual SVP del ensayo anterior, (ii) inoculo de té obtenido de la biomezcla residual o bioté y iii) inoculo liofilizado de bioté. Los resultados dejaron patente que los tres métodos de bioaumentación mejoran la eficacia de eliminación de la biomezcla SVP, especialmente para diurón, cuya eliminación aumentó en más del 60%. En comparación, la adición de bioté, tanto en su forma líquida como liofilizado, introdujo más carga microbiana al sistema y mejoró el rendimiento de SVP entre 10 y 50% más, que el otro método de bioaumentación empleado, dependiendo del plaguicida.

PALABRAS CLAVE: Bioremediación, bioaumentación, vermicompost de alperujo, plaguicidas.

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de bioremediación *biobeds* (SBBs) son ampliamente empleados a nivel mundial para reducir o evitar la contaminación puntual por plaguicidas durante las labores agrícolas (Castillo y col., 2008). Un *biobed* consiste en una biomezcla de suelo, material humificado y material texturizante capaz de retener y degradar los plaguicidas. Numerosos estudios muestran que estos sistemas poseen una alta eficacia de eliminación, llegando a reducir más de 760 veces la carga de plaguicidas aplicados al sistema (Karanasios y col., 2012). Sin embargo, la eficacia de eliminación de la biomezcla disminuye con el tiempo (Karas y col., 2015; Castro-Gutiérrez y col., 2017; Delgado-Moreno y col., 2017a). Distintas razones podrían explicar esta degradación limitada: la adsorción de los residuos de plaguicidas en sitios no bioaccesibles; la reducción del co-metabolismo microbiano debido a la eliminación de los sustratos orgánicos más fácilmente metabolizables; y la formación de metabolitos más polares y biodisponibles que el propio plaguicida, lo que podría limitar la degradación de éste por un fenómeno de competencia (Delgado-Moreno y col., 2017a). Estudios realizados por nuestro grupo de investigación han demostrado que la incorporación a la biomezcla de microorganismos autóctonos, seleccionados y cultivados en laboratorio, en un medio enriquecido con plaguicidas, mejoró la capacidad degradativa de ésta (Castillo-Díaz y col., 2016), pudiendo constituir una alternativa para mejorar la efectividad de un *biobed*. Sin embargo, es nece-

sario buscar un método de inoculación económico, sostenible, sencillo en la producción y de fácil aplicación para el agricultor. En este sentido, este trabajo evalúa, por primera vez, la posible utilización de un bioté o extracto de biomezcla residual, procedente de un biobed usado en la eliminación de plaguicidas, como método para bioaumentar el sistema *biobed.* El bioté se aplicó, sin liofilizar o bien liofilizado, en una biomezcla formada con subproductos de la agroindustria del aceite de oliva y tratada con plaguicidas usados en el cultivo del olivar. Este método supone además una vía para la revalorización de las biomezclas residuales de SBBs.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Plaguicidas

Los insecticidas: dimetoato (DMT) e imidacloprid (IMI), los herbicidas: diuron (DIU) y oxifluorfen (OXF) y el fungicida, tebuconazol (TBZ), con una pureza >95%, fueron suministrados por Sigma-Aldrich.

2.2. Biomezcla y bioté

La biomezcla SVP compuesta por suelo, vermicompost de alperujo y poda de olivar (secados al aire y tamizados por 4 mm), en proporción 25:25:50 (v:v:v), tiene un pH de 7,9, 216 g Kg^{-1} de carbono orgánico (CO) y una relación C/N de 20,1. Otras propiedades físico-químicas de esta biomezcla se recogen en Delgado-Moreno y col. (2017a).

La preparación del bioté se hizo según el método propuesto por Arancon y col. (2007) con modificaciones. Brevemente, biomezcla SVP residual (100 g), procedente de un biobed tratado con los plaguicidas de interés (Delgado-Moreno y col., 2017a), se introduce en una bolsa de nylon de 50 µm de tamaño de poro. La bolsa se sumergió en agua destilada (1 L), aireada previamente durante 2 h por burbujeo. El sistema se dejó burbujear durante 48 h en oscuridad y a 30ºC. El extracto de biomezcla se centrífuga a 6000 rpm durante 1 h. Los pellets para incorporarlos en el ensayo de disipación se redisuelven con 10 mL de agua milliQ. Otros pellets se disuelven con 10 mL de myo-inositol al 5% (crioprotector) para ser liofilizados y posteriormente se rehidratan con 10 mL de agua estéril durante media hora antes de su incorporación. Las propiedades del bioté se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y actividad deshidrogenasa (DHasa) determinadas en el extracto de bioté procedente de la biomezcla SVP residual expuesta a los plaguicidas.

pH	CE	CO$^{\gamma}$	N$^{\gamma}$	COD	DHasa
	dS m^{-1}	%	%	mg L^{-1}	µg INTF g^{-1} h-1
8,0	1,69	10,05±0,07	0,37±0,01	319,8±8,5	0,41±0,03

CE: conductividad eléctrica, CO: Carbono orgánico, N: nitrógeno total, COD: carbono orgánico disuelto.
$^{\gamma}$ el CO y el N se analizaron en las partículas sólidas recogidas tras la evaporación del agua del bioté.

2.3. Estudio de disipación

Vasos de cristal (36) con 40 g de biomezcla SVP se fortificaron con una solución de los plaguicidas en acetona para obtener una concentración de 25 µg g^{-1} por cada plaguicida. Tras evaporarse la acetona, las muestras se homogenizaron por agitación (15 min). Las biomezclas fueron bioaumentadas

en triplicado mediante la incorporación de los pellets sin liofilizar (SVP-Té) o liofilizados (SVP-TéL), o bien se añade al 50%, la propia biomezcla residual usada en la extracción del bioté (SVP-M). La humedad de estas biomezclas se ajustó al 75% de su capacidad de campo y las muestras se incubaron a 20±1ºC en oscuridad. La humedad se controló por pesada. Las muestras control (SVP-C) sin tratar se incubaron en paralelo. A distintos tiempos 0, 15, 27 y 60 d las muestras son analizadas.

2.4. Extracción y análisis de plaguicidas

Dos alícuotas de 3 g (peso seco) de SVP de cada vaso se extrajeron, por agitación durante 1 min, con 5 mL de acetonitrilo. Después, se añadió 1 g de sales QuEChERs EN Pouch (Agilent Technologies, CA, USA) y se agitaron durante 1 min. Se centrifugan a 3000 rpm durante 5 min, y el sobrenadante (1 mL) se diluyó con 1 mL de agua. Las muestras se filtraron por 0,45 µm antes de su análisis.

La concentración de plaguicida en las muestras se determinó por HPLC-DAD equipado con columna RX-C8 (5 µm, 2,1 x 150 mm) conectada a una precolumna Eclipse XDB-C8 (5µm, 2,1 x 12,5 mm), como describe Delgado-Moreno y col. (2017a).

2.5. Análisis estadístico

Para obtener las curvas de disipación a partir de los datos experimentales obtenidos se aplicó el modelo cinético de primer orden. La comparación de las curvas de disipación se realizó usando el programa estadístico Statgraphics Centurion XV verison 15.2.06 (Statpoint Technologies, Inc. Warrenton, VA, USA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El DMT se disipó rápidamente en todos los tratamientos. La bioaumentación mediante la adición de té o biomezcla residual de un biobed tratado con los plaguicidas, disminuyó la persistencia de este insecticida, pasando de 3 semanas en SVP-C a 2 semanas en SVP-Té, SVP-TéL y SVP-M. Resultados similares han sido obtenidos en estudios previos realizados por nuestro grupo de investigación (Delgado-Moreno y col., 2017a,b).

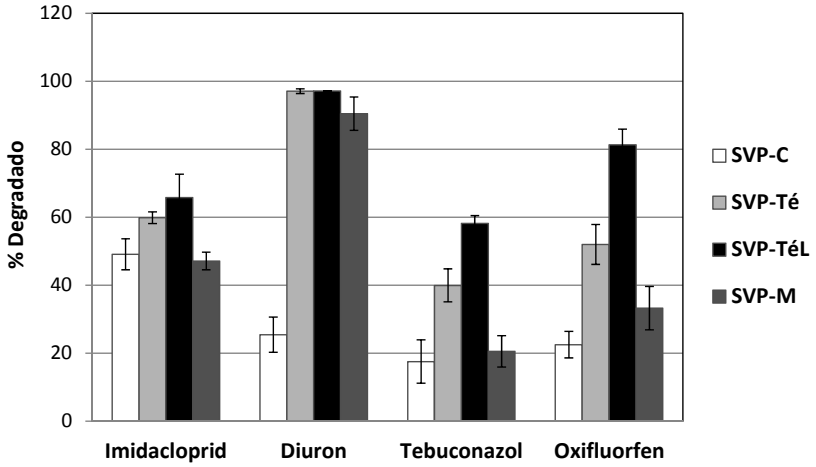


Figura 1. Porcentaje de plaguicida degradado al final del periodo de incubación en la biomezcla SVP control (SVP-C) y bioaumentada mediante la aplicación de bioté (SVP-Té), bioté liofilizado (SVP-TéL) o biomezcla SVP residual de un sistema biobed (SVP-M).

La disipación de IMI, DIU, OXF y TBZ durante el periodo de incubación se corresponde con una cinética de primer orden con un *R2* entre 0,82 y 0,99, excepto en aquellos casos donde la disipación total del compuesto fue <33%, es decir, para los plaguicidas TBZ y OXF en SVP-C y SVP-M y para DIU en SVP-C (Figura 1). Los datos cinéticos del modelo se recogen en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros cinéticos correspondientes al ajuste de la degradación de los plaguicidas en los distintos tratamientos empleados (SVP-C, SVP-Té, SVP-TéL y SVP-M) a una cinética de primer orden: concentración inicial (*C0*), velocidad de disipación (*k*) y tiempo de vida media (*t1/2*)

	Imidacloprid				**Diuron**			
	SVP-C	**SVP-Té**	**SVP-TéL**	**SVP-M**	**SVP-C**	**SVP-Té**	**SVP-TéL**	**SVP-M**
C_0±ds (%)	96±2	98±3	99±2	94±1	94±2	99±3	100±1	98±3
k x 10^2±ds# (d^{-1})	1,2±0,1[a]	1,8±0,2[b]	1,9±0,1[b]	1,0±0,1[a]	0,3±0,1[a]	8,2±0,3[b]	10,5±0,5[b]	5,8±0,4[c]
$t_{1/2}$(d)	59	38	36	73	210	8	7	12
	Tebuconazol				**Oxifluorfen**			
	SVP-C	**SVP-Té**	**SVP-TéL**	**SVP-M**	**SVP-C**	**SVP-Té**	**SVP-TéL**	**SVP-M**
C_0±ds (%)	94±3	90±2	100±1	95±2	97±2	97±3	104±3	94±2
k x 10^2± ds#(d^{-1})	0,2±0,1[a]	0,8±0,1[b]	1,5±0,1[c]	0,3±0,1[a]	0,4±0,1[a]	1,3±0,1[b]	2,2±0,2[c]	0,7±0,1[d]
$t_{1/2}$(d)	347	90	46	217	161	52	32	96

#Letras distintas para cada plaguicida entre tratamientos indican la existencia de diferencias significativas entre las velocidades de disipación con un nivel de confianza del 95%.

La adición de bioté, supuso una bioaumentación de $6{,}7 \times 10^7$ y $1{,}3 \times 10^4$ unidades formadoras de colonias de bacterias y hongos, respectivamente, por gramo de biomezcla (UFC g^{-1}), que se tradujo en un aumento de la velocidad de disipación de todos los plaguicidas estudiados (Tabla 2). Este aumento fue más notorio en el caso de DIU, siendo su velocidad de disipación en los sistemas con bioté entre 27 y 35 veces la observada en el sistema control (Tabla 2), lo que supuso un *t1/2* de una semana. Estos resultados sugieren que el consorcio de microorganismos del bioté adicionado favorece la degradación. Por otro lado, la disipación de los plaguicidas más polares, IMI y DIU, no presentó diferencias significativas entre SVP-Té y SVP-TéL. Sin embargo, para los plaguicidas más hidrófobos, TBZ y OXF, la adición de bioté liofilizado aumentó, aproximadamente 2 veces, la velocidad de disipación de estos compuestos con respecto a SVP-Té, reduciéndose su *t1/2* entre 1,6 y 0,7 meses, respectivamente (Tabla 2).

La incorporación de biomezcla residual en la biomezcla (SVP-M) aumentó la disipación de DIU y OXF respecto al control SVP-C, pero no tuvo efectos significativos en la disipación de IMI y TBZ. Para todos los plaguicidas estudiados, el sistema SVP-M presentó velocidades de disipación inferiores a las observadas en SVP-Té y SVP-TéL.

Al final del periodo de incubación, SVP-TéL presentó el mayor porcentaje de plaguicida disipado, el cual aumentó, respecto a SVP-C, en 17, 72, 41 y 59% para IMI, DIU, TBZ y OXF, respectivamente (Figura 1). La disipación de TBZ y OXF fue mayor en SVP-TéL que en SVP-Té, cuando debería ser similar, esto puede explicarse por el uso de myo-inositol como crioprotector, ya que es un disacárido y puede estimular la actividad microbiana del sistema SVP-TeL. En estudios futuros se estudiará el efecto del myo-inositol.

4. CONCLUSIONES

El aporte de bioté, mejoró la eficacia de degradación de la biomezcla SVP, especialmente para algunos plaguicidas, como el diuron y el tebuconazol, que tienen una degradación limitada en el tiempo en los biobeds con SVP. Estos resultados revelan el potencial de los biotés, elaborados a partir de biomezcla residual y de sus liofilizados, como metodología sostenible y económica para potenciar la biodegradación de un *biobed.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Arancon N.Q., Edwards C.A., Dick R., Dick L., 2007. Vermicompost tea production and plant growth impacts. *Biocycle* 48, 51-52.

Castillo M.D.P, Torstensson L., Stenström J, 2008. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Use: A Review. *J. Agric. Food Chem.* 56, 6206-6219.

Castro-Gutiérrez V., Masís-Mora, M., Diez M.C., Tortella G.R., Rodríguez-Rodríguez C.E., 2017. Aging of biomixtures: Effects on carbofuran removal and microbial community structure. *Chemosphere.*168, 418-425.

Delgado-Moreno L. Nogales R., Romero E., 2017a. Biodegradation of high doses of commercial pesticide products in pilot-scale biobeds using olive-oil agroindustry wastes. *J. Environ. Manag*. 204, 160-169.

Delgado-Moreno L., Nogales R., Romero E., 2017b. Wastes from the olive oil production in sustainable bioremediation systems to prevent pesticides water contamination*. Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14, 2471-2484.

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.

Karas, P. Metsoviti, A., Zisis, V., Ehaliiotis, C., Omirou, M., Papadopoulou, E.S., Menkissoglou-Spiroudi, U., Manta, S., Komiotis, D, Karpouzas, D.G., 2015. Dissipation, metabolism and sorption of pesticides used in fruit-packaging plants: Towards an optimized depuration of their pesticide-contaminated agro-industrial effluents. *Sci. Total Environ*. 530-531, 129-139.

Tomlin C.D.S., 2003. *The pesticide manual.* Thirteenth Ed. British Crop Protection Council, Hampshire, UK. 1344 pp.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, Proyecto CTM2013-44271-R y CTM2017-86504-R y cofinanciados con fondos FEDER. L. Delgado-Moreno agradece al Ministerio de Economía, Industria y Competitividad el contrato concedido a cargo del proyecto. Los autores agradecen el apoyo técnico de Celia Cifuentes y Jesús de la Torre.

"Gestión integral de residuos orgánicos.
Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad"

JORNADAS RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE 2018

VALENCIA, 14 AL 16 NOVIEMBRE 2018

COMPOSTAJE
RED ESPAÑOLA

Organiza

global omnium

ivia
Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias

Patrocinadores

DAM Depuración de Aguas del Mediterráneo

mercavalència

Colaboradores

Aeas Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

AGUASRESIDUALES.INFO

RETEMA Revista Técnica de Medio Ambiente

TECNOAQUA