COMPOSTAJE WEBINARS 2020

Red Española de Compostaje (REC)











COMPOSTAJE WEBINARS 2020

Red Española de Compostaje (REC)

Editores:

GÓMEZ SÁNCHEZ M. ÁNGELES
GONZÁLEZ HERNÁNDEZ ANA ISABEL
MORALES CORTS M. REMEDIOS
PÉREZ SÁNCHEZ RODRIGO

Editado por:
RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

© 2020. Los autores

© 2020. Red Española de Compostaje

Edita: Red Española de Compostaje

Gómez Sánchez M. Ángeles; González Hernández Ana Isabel; Morales Corts M. Remedios; Pérez Sánchez Rodrigo (eds.) Compostaje webinars 2020



Red Española de Compostaje, 2020, 330 pp.

ISBN: 978-84-09-27257-0

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.

COMITÉ ORGANIZADOR

Gómez Sánchez M. Ángeles
González Hernández Ana Isabel
Morales Corts M. Remedios
Pérez Sánchez Rodrigo

COMITÉ CIENTÍFICO

Bernal Calderón María Pilar
García González María Cruz
Gómez Sánchez M. Ángeles
González Hernández Ana Isabel
López Núñez Rafael
Masaguer Rodríguez Alberto
Moral Herrero Raúl
Morales Corts M. Remedios
Pascual Valero José Antonio
Pérez Sánchez Rodrigo
Rad Moradillo Juan Carlos
Rodríguez Cruz María Sonia
Sánchez Báscones Mercedes
Suárez Fernández María Belén
Tortosa Muñoz German



,			
	\Box	\sim	
IN	UI	L	ᆮ

PRÓLOGO	13
PONENCIA PLENARIA EN MEMORIA A JOAQUÍN MORENO	
LA SUCESIÓN DE POBLACIONES MICROBIANAS DURANTE EL COMPOSTAJE: UNA CUESTIÓN DE TERMOTOLERANCIA	15
Joaquín Moreno, Juan Antonio López-González, Francisca Suárez- Estrella, Macarena del Mar Jurado, María José Estrella-González, María José López	
SESIÓN I RESIDUOS COMPOSTABLES	21
ESTUDIO DE VIABILIDAD PARA CO-COMPOSTAR GALLINAZA, ALPERUJO, PODA/HOJA DE OLIVO Y PAJA DE CEREAL: CALIDAD DEL COMPOST Y EMISIÓN DE OLORES	23
Arturo F. Chica, M. Carmen Gutiérrez, Manuel Toledo, Pedro Márquez, M. Ángeles Martín	
APROVECHAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA RESIDUAL PARA LA BIORREMEDIACIÓN <i>IN SITU</i> DE SEDIMENTOS DE ALPECHIN EN BALSAS DE EVAPORACIÓN	28
Ana B. Siles-Castellano, María J. López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno	
RESULTADOS DE PROYECTO DE INVESTIGACIÓN SMARTMUSHROOM (SMART MANAGEMENT OF SPENT MUSHROOM SUBSTRATE TO LEAD THE MUSHROOM SECTOR TOWARDS A CIRCULAR ECONOMY)	32
Pablo Martínez Martínez, Thomas Helle, Maria Isabel Campos Labadie, Jovan Jovanovic, Margarita Pérez Clavijo	
REDUCCIÓN DE LAS QUEMAS DE SARMIENTOS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA: DEFINICIÓN, DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE PROCESOS DE CO-COMPOSTAJE EN COLABORACIÓN CON LOS ACTORES DEL TERRITORIO	37
M.T. Fernández-Suárez, F. Sánchez-García, A. García-Randez, M.D. Pérez-Murcia, E. Agulló, M.A. Bustamante, J. Andreu-Rodríguez, X. Barber, R. Moral	
PROYECTO POCTEP SYMBIOSIS: PROMOVIENDO EL BIOGAS COMO ENERGÍA RENOVABLE EN ZONAS RURALES DE ESPAÑA Y PORTUGAL	42
María Cruz García-González, David Hernández, Beatriz Molinuevo- Salces, Berta Riaño	
REVALORIZACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA DE LA SIDRA: EFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE COMPUESTOS ANTIOXIDANTES EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	47
Berta Riaño, Beatriz Molinuevo-Salces, Susana Simal, Cristina Reche, Isabel González-García, María Cruz García-González	



VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS PARA SU USO COMO FERTILIZANTE FOSFORADO	52
Ma Remedios Albiach, Pedro Rojo, Gloria Fayos, Tatiana Montoya, Isabel Castro	
GESTIÓN INTEGRADA DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS CITRÍCOLAS ECOLÓGICOS MEDIANTE CO-COMPOSTAJE EN VILA-REAL (CASTELLÓN)	57
Ana García-Rández, Mª Teresa Fernández-Suárez, Aurelia Pérez- Espinosa, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral	
DESARROLLO DE COMPOST DE VALOR AÑADIDO A PARTIR DE FLUJOS RESIDUALES AGROALIMENTARIOS	63
María Ángeles Bustamante, Encarnación Martínez Sabater, María Dolores Pérez-Murcia, F.Javier Andreu-Rodríguez, Enrique Agulló, José Antonio Pascual, Margarita Ros, Juan Antonio Fernández, Catalina Egea-Gilabert, Raúl Moral	
OBTENCIÓN DE ABONOS DE ALTO VALOR AÑADIDO CON BASE EN SUSTRATO POST-CULTIVO DE CHAMPIÑÓN	69
Emilio Rascón Pérez, Elisabet García Araujo, María Luisa Tello Martín, Francisco T. Sáenz López, Margarita Pérez Clavijo	
SESIÓN II APLICACIONES DEL COMPOST	75
CAPACIDAD FERTILIZANTE DE LAS CENIZAS DE COMBUSTIÓN UTILIZADAS EN LA DEPURACIÓN DEL BIOGÁS	77
M.P. Bernal, R. Clemente, E. Olaya, A. Rodríguez-Abalde	
GRUPO OPERATIVO VALORARES: EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE COMPOST PROCEDENTE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN EL OLIVAR TRADICIONAL	82
David Peña, Sebastián Trinidad, Fabián Gordillo, Damián Fernández, Soraya Gómez, Jaime Sánchez-Terrón, Carmen Martín	
PERSISTENCIA DE HERBICIDAS APLICADOS DE FORMA REPETIDA EN SUELOS ENMENDADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS COMPORTADOS	87
Jesús M. Marín Benito, M. José Carpio, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz	
EFECTO SOBRE LA PRODUCCION DE LECHUGA BABY LEAF VAR. LIGIER RZ (RIJK ZWAAN) DE DIFERENTES COMPOST AGROALIMENTARIOS: EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES Y SECUESTRO DE CARBONO	92
Encarnación Martínez-Sabater, María Dolores Pérez-Murcia, Javier Andreu, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, José Antonio Pascual, Margarita Ros, Juan A. Fernández, Catalina Egea-Gilabert, Raúl Moral	



APLICACIÓN DE TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS VEGETALES EN PLANTAS DE PIMIENTO. EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO Y DEL CONTROL DE PHYTOPHTHORA CAPSICI IN VIVO E IN VITRO
COMPOST DE ALPERUJO COMO FERTILIZANTES DE OLIVAR DE SECANO
Engracia Madejón, Laura Lozano de Sosa, Marco Panettieri, Beatriz Moreno, Emilio Benítez
COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE ÁCIDOS GRASOS EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS CON ROTACIÓN TRIGO (C3)-MAÍZ (C4) Y LA INCORPORACIÓN DE LOS RESIDUOS DE COSECHA107
Layla M. San-Emeterio, Ian D. Bull, Jens Holtvoeth, Rafael López- Núñez, José A. González-Pérez
GRUPO OPERATIVO VALORARES: INFLUENCIA DEL COMPOST DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN EL CULTIVO DEL TOMATE DE INDUSTRIA Y EN LA MEJORA DE LOS SUELOS
REDUCCIÓN DE EMISIONES DE AMONIACO EN LA AGRICULTURA MEDITERRÁNEA CON TÉCNICAS INNOVADORAS DE FERTIRRIGACIÓN: PROYECTO LIFE ARIMEDA117
Eva Herrero, Viviana Guido, Mónica Guillén, Raquel Salvador, Viviana Guido, Arturo Dauden, Giorgio Provolo, Dolores Quílez
COMPOST DE AGRORESIDUOS EN LA ELABORACIÓN DE SUSTRATOS PARA PLANTAS ORNAMENTALES122
Agustina Gutiérrez, Luciano Orden, Pablo Postemsky, Gastón locoli, Gabriela Mockel, Pablo Marinangeli
EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO DE LA FERTILIZACIÓN EN CAMPOS DE GOLF MEDIANTE EL USO COMBINADO DE DRON Y CÁMARA MULTIESPECTRAL
Francisco Guilabert, Xavier Barber, Eduardo Jacquemin, María Ángeles Bustamante, Enrique Agulló, María Dolores Pérez Murcia, Raúl Moral
VALORIZACIÓN DE LA DIETA AGOTADA DE LA CRIA DE LARVAS DE MOSCA DE LA FRUTA (<i>Ceratitis capitata</i>) MEDIANTE CO-COMPOSTAJE CON RESTOS DE PODA DE VID
Ana García-Rández, Óscar Dembilio, Mª Teresa Fernández-Suárez, Concepción Paredes, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral
VALORIZACIÓN DE COMPOST EN CULTIVOS HORTÍCOLAS137
C. Mancho, S. Marcos, S. Diez-Pascual, M. Gil-Diaz, P. García-Gonzalo, M.C. Lobo



	QUEDA DE ACTINOBACTERIAS AISLADAS DE TÉ DE COMPOST ACTIVIDAD ANTAGONISTA FRENTE A <i>Phytophthora infestans</i>	142
	M. Belén Suárez, Alba Vicente-Vicente, Rodrigo Pérez-Sánchez, María Ángeles Gómez-Sánchez, Sergio Moreno, M. Remedios Morales-Corts	
_	ÓN III OVACIONES BIOTECNOLÓGICAS	147
	UPERACIÓN DE NITRÓGENO A PARTIR DE DIGESTATO MEDIANTE NOLOGÍA DE MEMBRANAS: EXPERIENCIAS EN PLANTA PILOTO Beatriz Molinuevo-Salces, Berta Riaño, David Hernández, Matias B. Vanotti, María Cruz García-González	149
	LISIS RÁPIDO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS USANDO DRESCENCIA DE RAYOS X (XRF) Rafael López Núñez, Fátima Ajmal Poley, José A. González Pérez, Miguel Ángel Bello López, Pilar Burgos Doménech	154
	ENCIÓN DE FERTILIZANTES A PARTIR DE MATERIAL STABILIZADO. EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL Marina Fernández-Delgado, Esther del Amo, Mónica Coca, Mª Teresa García-Cubero, Susana Lucas	159
PART	DUCCIÓN DE BIOPLASTICOS (POLIHIDROXIALCANOATOS) A FIR DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN UN PROCESO GRADO DE HIDRÓLISIS Y FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDOÓ Scar Martínez-Avila, Jordi Llimós, Carlos Corchado, Laia Llenas, Sergio Ponsá	164
DIFE	LUACION DE LAS COMUNIDADES FÚNGICAS DE BIOMEZCLAS CON RENTE COMPOSICIÓN UTILIZADAS EN SISTEMAS DE PURIFICACION PARA ELIMINAR CONTAMINANTES EMERGENTES Laura Delgado-Moreno, Inés Aguilar-Romero, Pieter van Dillewijn, Rogelio Nogales, Celia Cifuentes, Esperanza Romero	169
	JDIO DE LA ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES FERIANAS ACTIVAS DURANTE EL COMPOSTAJE DE "ALPERUJO"	175
MUNI	CIFRANDO EL MICROBIOMA BACTERIANO DE RESIDUOS ICIPALES SOMETIDOS A TRATAMIENTO DE ESTABILIDAD ÓGICA: EN BUSCA DE LA SOSTENIBILIDAD PERDIDA Macarena M. Jurado, Anny Johanna Camelo-Castillo, Francisca Suárez-Estrella, María J. López, Juan Antonio López-González, María J. Estrella-González, Ana B. Síles-Castellano, Joaquín Moreno	180



LA BIOFILTRACIÓN COMO MÉTODO EFICAZ DE ELIMINACIÓN DEL IMPACTO FOTOQUÍMICO Y ODORÍFERO GENERADO DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL	185
M. Carmen Gutiérrez, Javier Reyes, Manuel Toledo, José A. Siles, M. Ángeles Martín	
POTENCIAL USO DE LAS MICROALGAS EN PROCESOS DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS CONTAMINADOS CON RESTOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA DEL OLIVAR	190
Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno	
FUNCIONALIDAD METABÓLICA DE LA MICROBIOTA IMPLICADA EN LA DESCONTAMINACIÓN DE SEDIMENTOS DE ALPECHÍN MEDIANTE COMPOSTAJE	195
María R. Martínez-Gallardo, Maria J. López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan López-González, Joaquín Moreno	
APROVECHAMIENTO DE FRACCIONES ORGÁNICAS RESIDUALES GENERADAS EN UNA BIORREFINERÍA PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST Y DERIVADOS	200
María J. López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno	
EL USO DE MEMBRANAS SEMIPERMEABLES PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE AMONIACO GENERADAS DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE	205
M. Soto-Herranz, M. Sánchez-Báscones, E. Gómez	
LA PILA DE COMPOSTAJE COMO FUENTE DE MICROORGANISMOS DE INTERÉS BIOTECNOLÓGICO Y AMBIENTAL: COMPARACIÓN CON CEPAS AISLADAS DE OTROS AMBIENTES	210
Jesús Salinas Nieto, M.R. Martínez-Gallardo, A. Siles Castellano, M.J. López, F. Suárez, M.M. Jurado, J.A. López-González, J. Moreno	
RECUPERACIÓN DE AMONÍACO DE LA ATMÓSFERA DE UNA EXPLOTACIÓN PORCINA MEDIANTE EL USO DE TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS PERMEABLES A GASES	215
Mercedes Sánchez-Báscones, María Soto-Herranz, Ernesto Gómez, Juan Manuel Antolín-Rodríguez	
INTEGRACIÓN DE LA BIORREFINERÍA ANAEROBIA EN LA CO- DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS	221
María Eugenia Ibáñez-López, Inmaculada Vallejo Fdez. de la Reguera, Eliet Veliz Lorenzo, Francisco J. Fernández-Morales, José L. García- Morales	



SESIÓN IV PROCESOS Y CALIDAD DEL COMPOST	225
COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR Y PAJA DE ARROZ A ESCALA INDUSTRIAL: PARÁMETROS GENERALES Y EVOLUCIÓN DEL PROCESO	227
Isabel Rodríguez Carretero, Ana Quiñones Oliver, Ana Pérez Piqueres, Rodolfo Canet Castelló	
PROCESO DE COMPOSTAJE DE ALGAS MARINAS. LIMITACIONES Y PERSPECTIVAS	232
Engracia Madejón, Paula Madejón, Cristina García de Arboleya, Patricia Puente, Alfredo Pérez de Mora	
CONTAMINACIÓN Y CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE COMPOST PRODUCIDO EN PLANTAS DE TRATAMIENTO INDUSTRIAL	237
Juan A. López-González, M ^a José López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena Jurado, Inés Fernández-Luque, Laura López-Escánez, Joaquín Moreno	
OPTIMIZACIÓN DEL CO-COMPOSTAJE DE GALLINAZA CON DIFERENTES RESIDUOS ESTRUCTURANTES EN VALL DE LAGUAR (ALICANTE)	242
Ma Teresa Fernández-Suárez, Ana García-Rández, Concepción Paredes, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral	
CO-COMPOSTAJE DE LOS RSU CON PODA EN EL VERTEDERO DE PORLON (RIOBAMBA-ECUADOR)	247
Julio Idrovo-Novillo, Irene Gavilanes-Terán, Víctor Hugo Valverde, Byron José Ruiz Tandazo, Marco Vinicio Tixe Paucar, Mª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes	
GESTIÓN DE CADÁVERES EN UNA GRANJA DE CRÍA PORCINA: COMPOSTAJE EN UN SISTEMA ROTATIVO CERRADO	252
Orden Luciano, Javier L. Ferrari, Juan Castro	
SEGUIMIENTO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE LODO DE DEPURADORA Y RESIDUOS DE MERCADO, A ESCALA INDUSTRIAL: ESTABILIDAD E IMPACTO ODORÍFERO	257
M. Carmen Gutiérrez, Manuel Toledo, José A. Siles, Arturo F. Chica, M. Ángeles Martín	
MAPA DE OLOR DE UNA PLANTA DE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO Y CORRELACIÓN ENTRE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS, RESPIROMÉTRICAS Y OLFATOMÉTRICAS	262
Arturo F. Chica, Manuel Toledo, M. Carmen Gutiérrez, José Ángel Siles, M. Ángeles Martín	



ACOPLAMIENTO DE FLUJOS RESIDUALES PRIMARIOS Y SECUNDARIOS: DESARROLLO DE ESTRATEGIAS DE CO-COMPOSTAJE ENTRE LAS PODAS DE LOS PRINCIPALES CULTIVOS DEL CAMPO VALENCIANO Y LOS LODOS DE LA INDUSTRIA DEL PROCESADO DE CÍTRICOS	6
M ^a Dolores Pérez-Murcia, Enrique Agulló Ruiz, Carlos Bauxauli Soria, Alfonso Giner Martorell, Avelino Ferrer Ahullana, Javier Andreu Rodríguez, Marian Bustamante Muñoz, Raúl Moral Herrero	
RELACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD MICROBIANA CHAO1-SHANNON Y OTROS PARÁMETROS CONVENCIONALES INDICADORES DE MADUREZ Y ESTABILIDAD DEL COMPOST272	2
F. Suárez-Estrella, M.J. Estrella-González, M.J. López, M. Jurado, J.A. López-González, J. Moreno.	
RELEVANCIA DEL ESTUDIO DE BIOINDICADORES MICROBIANOS DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS A ESCALA INDUSTRIAL	6
M.J. Estrella-González, F. Suárez-Estrella, M.M. Jurado, M. López, J.A. López-González, A.B. Siles-Castellano, J. Moreno.	
EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE FORSU Y TRAS SU APLICACIÓN EN SUELO AGRÍCOLA	1
Andrea López, Cristina Quiñones, Paula Renieblas, Jairo Gómez, Rosa Mosteo, Enrique Aymerich, Mª Peña Ormad	
OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE DE FORSU Y FANGO DE DEPURADORA A ESCALA PILOTO	6
Andrea López, Elena Alquézar, Paula Renieblas, Sandra Blazquez, Ma Peña Ormad, Enrique Aymerich, Victor Manuel Mur, Jairo Gómez	
PROYECTO AGROCOMPOSTAJE: COMO DESARROLLAR TODA UNA ESTRATEGIA DE REVALORIZACIÓN DE RESIDUOS EN EL SECTOR PRIMARIO EN LA COMUNIDAD VALENCIANA DE LA MANO DE LOS ACTORES	1
María Dolores Pérez-Murcia, María Teresa Fernández-Suárez, Ana García Rández, Francisco Sánchez-García, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, Concepción Paredes, Aurelia Pérez-Espinosa, Raúl Moral	
COMPOSTAJE ORIENTADO A LA PRODUCCIÓN ECOLÓGICA Y BIODINÁMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN COX (ALICANTE) 296	6
M ^a Teresa Fernández-Suárez, Ana García-Rández, Aurelia Perez- Espinosa, María Ángeles Bustamante, María Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral	



OPTIMIZACIÓN Y CONTROL DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS MUNICIPALES POR EL MÉTODO DE TAKAKURA. UN CASO DE ESTUDIO EN MACAS (ECUADOR)
Irene Gavilanes-Terán, Víctor Hugo Valverde, Julio Idrovo-Novillo, Juan Miguel Rivadeneira Suárez, Mª Ángeles Bustamante, Concepción Paredes
OPTIMIZACIÓN DEL COMPOSTAJE DE ALPERUJOS A ESCALA REGIONAL: PROPUESTA DE PROCESOS TIPO, DESARROLLO Y CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS. IMPLICACIONES AGRONÓMICAS, ECONÓMICAS Y AMBIENTALES
Ana García-Rández, María Dolores Pérez-Murcia, María Teresa Fernández-Suárez, Francisco Borja Sánchez-García, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, Javier Andreu-Rodríguez, J. Xavier Barber, Raúl Moral
COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL DE LODOS DE LAS BALSAS DE EFLUENTES DE ALMAZARAS
Rogelio Nogales, Celia Cifuentes, Esperanza Romero, José Antonio Camacho, Antonio Rodríguez
ESTABILIDAD DE LA MICROBIOTA CULTIVABLE EN TÉS DE COMPOST DE RESIDUOS DE JARDINERÍA Y RESIDUOS DE CAFÉ
M. Belén Suárez-Fernández, Isabel García-Izquierdo, Alba Vicente- Vicente, Rodrigo Pérez-Sánchez, María Ángeles Gómez-Sánchez, Francisco del Rey, M. Remedios Morales-Corts
TRANSFORMAR RESIDUOS EN RECURSOS MEDIANTE LA CIENCIA DEL COMPOSTAJE
Claudia Moro, Yusuf Coletti, Ana de la Torre, Jesús de la Torre, Adriana Rolland, Jose María Díaz, Darién Ledesma, Eulogio J. Bedmar, Germán Tortosa
CO-DIGESTIÓN DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS DEL PROCESADO DE LA ACEITUNA DE MESA Y DE ALMAZARA
José Ángel Rubio Bernal, María Eugenia Ibáñez-López, Miguel Suffo Pino. José L. García-Morales



PRÓLOGO

La Red Española de Compostaje (REC) como punto de encuentro y debate de todos los aspectos relativos a la gestión de los residuos orgánicos, pretende unir el potencial investigador español en esta temática e impulsar la transferencia de resultados a todos los sectores. En este año, tan duro para todos y debido a la imposibilidad de llevar a cabo de forma presencial el encuentro bienal de investigadores y compañeros, la REC decidió celebrar 4 seminarios on-line y publicar un libro con los trabajos científicos realizados en los dos últimos años.

Los seminarios han querido rendir homenaje a la memoria de nuestro fundador y amigo, Joaquín Moreno Casco, recientemente fallecido y por ello, en la primera sesión se realizó una ponencia plenaria correspondiente al trabajo que él tenía previsto presentar. Su sabiduría y su compañerismo harán que siempre esté con nosotros.

El libro Compostaje webinars 2020, recoge, agrupadas en 4 líneas temáticas: Residuos compostables, Aplicaciones del compost, Innovaciones biotecnológicas y Procesos y calidad del compostaje, un total de 61 trabajos científicos, entre los que se incluyen la conferencia plenaria y las 22 ponencias orales expuestas en los webinars, en los que ha habido un total de 297 inscripciones y más de 110 participantes en cada sesión.

En los artículos publicados, todos con gran rigor técnico y científico, se pone de manifiesto la Importancia del compostaje dentro de la economía circular, el valor de la materia orgánica como descontaminante, la importancia de la microbiología y su estudio dentro de los procesos de compostaje y como criterio de valor del propio compost. Las comunicaciones demuestran los efectos positivos sobre las propiedades del suelo y sobre el crecimiento de los cultivos, hechos que siguen siendo determinantes en la consecución de una actividad agrícola sostenible. En algunos trabajos, se exponen técnicas novedosas para análisis de compost y muchos de ellos apuntan nuevas posibilidades de uso. Por ello, concluimos que el mundo del compostaje es cada día más relevante dentro de la sociedad que debemos construir.

Queremos agradecer, de corazón, a la dirección de la REC su ayuda, al Comité Científico su trabajo para hacer posible este libro y las sesiones orales y a todos los autores de las comunicaciones su excelente e ilusionante trabajo en el área del compostaje.

Por el Comité Organizador, M. Remedios Morales Corts

Grupo de Producción Vegetal de la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la USAL



PONENCIA PLENARIA EN MEMORIA A JOAQUÍN MORENO

LA SUCESIÓN DE POBLACIONES MICROBIANAS DURANTE EL COMPOSTAJE: UNA CUESTIÓN DE TERMOTOLERANCIA

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

Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, CIAIMBITAL 04120 Almería, España. mllopez@ual.es

Resumen: Con el fin de profundizar en lo que tradicionalmente se ha considerado sobre la sucesión de poblaciones microbianas mesofílicas y termofílicas durante el compostaje debido a los cambios de temperatura, se investigaron 1380 cepas bacterianas y fúngicas (toda la microbiota cultivable aislada de un proceso de compostaje) por su capacidad para crecer en un amplio rango de temperaturas (20 a 60 °C). Primero, se realizaron pruebas cualitativas para establecer un perfil térmico para cada cepa. Luego, las pruebas cuantitativas permitieron determinar la cantidad de crecimiento para cada cepa a cada una de las temperaturas probadas. La identidad de los aislamientos permitió posicionarlos taxonómicamente y rastrear las cepas durante todo el proceso. Los resultados mostraron que el 90% de los aislamientos se clasificaron como termotolerantes (crecieron a todas las temperaturas probadas). Solo el 9% y el 1% de las cepas estudiadas mostraron ser estrictamente mesofílicas o termofílicas. respectivamente. Firmicutes exhibió la mayor plasticidad térmica, seguido de Actinobacteria y Ascomycota. La mayoría de Proteobacteria y todas las cepas de Basidiomycota también pudieron crecer a todas las temperaturas analizadas. La termotolerancia se demostró claramente entre la microbiota del compostaje, lo que sugiere que la idea de la sucesión de poblaciones mesofílicas y termofílicas a lo largo del proceso podría necesitar una reevaluación.

Palabras clave: Microbioma de compostaje; Plasticidad térmica; Microbiota residente del compostaje.

1. Introducción

El compostaje se ha convertido en los últimos 25 años en un proceso conceptual y operacionalmente bien documentado que lo ha posicionado en primer plano con respecto a otras alternativas para el tratamiento de residuos orgánicos (Neher et al., 2013). Esencialmente, el compostaje se debe a actividades microbianas. Se pueden detectar cuatro etapas bien diferenciadas a lo largo de un proceso de compostaie: mesofílico, termofílico, enfriamiento y maduración (Fogarty y Tuovinen, 1991). El calor es una consecuencia del exceso de energía generada en las reacciones exergónicas típicamente incluidas en el metabolismo aeróbico de los compuestos orgánicos de carbono. Otros factores fisicoquímicos (humedad, pH, tamaño de partícula, etc.) y alternativas operativas (aireación forzada o sistemas estáticos, biorreactores al aire libre o cerrados, etc.) también influyen en las actividades microbianas y, por lo tanto, también son importantes para que el proceso se complete con éxito (Gea et al., 2005). En resumen, dadas las condiciones ambientales apropiadas, cuanto mayor es la intensidad de la biodegradación, mayor es la cantidad de energía generada y, por lo tanto, mayor es la temperatura alcanzada dentro de las pilas de compostaje.

El enfoque universalmente aceptado para explicar cómo los microorganismos enfrentan estos cambios térmicos dentro de las pilas de compostaje, propone la



sucesión de grupos microbianos a medida que el proceso evoluciona. En otras palabras, habría una alternancia entre la microbiota mesofílica y termofílica a medida que ocurren variaciones térmicas (Fogarty y Tuovinen, 1991; Liu et al., 2018).

Por otro lado, en estudios más recientes sobre la microbiología del compostaje, López-González et al. (2015a, 2015b) observaron la existencia de dos grupos distintos de microorganismos: microbiota residente y microbiota transeúnte. La composición de la microbiota residente resultó ser muy constante durante todo el proceso, independientemente del estado térmico o nutricional predominante, lo que plantea una plasticidad biológica que vale la pena investigar. La adaptabilidad de la microbiota de compostaje, especialmente a las variaciones de temperatura, se opone al modelo tradicionalmente aceptado de la sucesión de grupos microbianos durante el proceso.

Este estudio se basó en una gran colección de bacterias, actinobacterias y hongos (1380 cepas) previamente aisladas mediante un muestreo intensivo de un proceso de compostaje e identificadas por métodos moleculares (López-González et al., 2015a, 2015b). La hipótesis inicial planteada en este trabajo fue que se podía encontrar una altatermotolerancia en la microbiota asociada con el proceso de compostaje. Para confirmar esta hipótesis, se propusieron los siguientes objetivos específicos: a) establecer el rango térmico (de 20 a 60 °C) en el que cada cepa podía crecer, b) obtener un conjunto de perfiles térmicos codificados en los que se podrían incluir todas las cepas, c) establecer la temperatura óptima de crecimiento de cada cepa y evaluar el grado relativo de inhibición del crecimiento a temperaturas no óptimas, d) relacionar los perfiles térmicos con la posición taxonómica de las cepas estudiadas, y e) proponer un patrón de sucesión (si existe) de poblaciones microbianas asociadas con el compostaje basado en plasticidad térmica.

2. Material y Métodos

Este trabajo deriva de un exhaustivo estudio previo de tres pilas de compostaje compuestas de residuos lignocelulósicos. Se han publicado los resultados de este estudio previo (López-González et al., 2015a, 2015b). En ellos se pudo obtener una colección de 1380 cepas microbianas procedentes de compostaje. Para cuantificar el crecimiento microbiano a las temperaturas de estudio, se empleó un ensayo de microplacas simple basado en la reducción de resazurina. La técnica que se describe a continuación se basa en estudios previos (Vega et al., 2012; Chadha y Kale, 2015) con ligeras modificaciones. La medición de esta reducción es una forma indirecta de cuantificar el crecimiento microbiano y puede realizarse fluorometricamente o colorimétricamente. El ensayo se realizó en microplacas estériles de 96 pocillos.

Para las bacterias, se añadieron 150 µL de cultivo bacteriano cultivado en Caldo Nutritivo (CN) durante 24 h a seis pocillos (se usaron 6 repeticiones en este ensayo). Para hongos y cepas de actinobacterias filamentosas, a cada uno de los seis pocillos se les añadieron 150 uL de PDB para hongos o CN para actinobacterias y luego se inoculó con un plug (4 mm) obtenido de cultivos de hongos o actinobacterias crecidos en Agar Patata Dextrosa (PDA) o Agar Nutritivo (AN) respectivamente, durante 96 h. Otros 6 pocillos añadidos de medios de cultivo no inoculados en cada caso, se usaron como control negativo.

Las microplacas se incubaron a 20, 30, 40, 50 o 60 °C durante 24 horas. Posteriormente, se añadieron 50 µL de solución de resazurina en agua al 0,01% (p / v) a cada pocillo (incluidos los pocillos de control) y se incubaron durante 2 h a la temperatura específica de la prueba (20, 30, 40, 50 o 60 °C). Posteriormente, las microplacas se leyeron a 600 nm en un espectrofotómetro (Eon, Biotek Instruments, Winooski, VT, EE. UU.) con objeto de detectar el color azul típico de resazurina. Como la resazurina se incorpora a las células y luego se reduce, cuanto más claro sea el



color azul, mayor será el crecimiento microbiano que se puede inferir. En el caso de las bacterias, las lecturas se obtuvieron directamente, mientras que para los hongos y las actinobacterias filamentosas, 100 µL del sobrenadante de cada pocillo se transfirieron previamente a nuevas microplacas para evitar la interferencia del crecimiento del micelio en las lecturas del espectrofotómetro.

Se hicieron cálculos restando la absorbancia en los pocillos que contenían cultivos microbianos de la absorbancia en los pocillos de control correspondientes (AbsControl - AbsTest). Para una cepa dada, se obtuvieron cinco valores medios, uno para cada una de las cinco temperaturas analizadas, siendo la diferencia más alta entre AbsControl - AbsTest, como 100%, considerándose en cada caso esta como el valor óptimo. El I resto de los valores (obviamente más bajos) obtenidos a otras temperaturas se calcularon como un porcentaje de este valor máximo, lo que indica el grado de disminución o inhibición del crecimiento en temperaturas no óptimas.

3. Resultados y Discusión

De acuerdo con los resultados, 1240 (89,9%) de las 1380 cepas estudiadas mostraron ser termotolerantes, 122 (8,8%) eran estrictamente mesófilas y solo 18 (1,3%) eran estrictamente termófilas (Fig. 1). Estos datos explican claramente por qué la mayoría de las cepas podrían aislarse durante todo el proceso, sin importar las temperaturas actuales dentro de las pilas. Las poblaciones termotolerantes están presentes en cada muestreo de compostaje en grandes cantidades. Resulta importante señalar que las altas temperaturas características de las etapas termófilas no parecen afectar de manera importante a los microorganismos mesófilos, probablemente porque muchos de ellos formaban esporas o estaban ubicados en posiciones periféricas en las pilas donde los valores de temperatura eran más bajos.

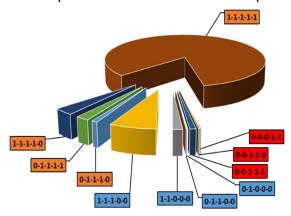


Figura 1. Distribución (%) de cepas por perfiles térmicos establecidos (20-30-40-50-60 °C, 1 indica crecimiento, 0 indica ausencia) y frecuencia de cepas mesófilas (=), termotolerantes (■) y termófilas (■) a lo largo del proceso de compostaje.

El procesamiento de los datos mostró que 30 y 40 °C eran las temperaturas óptimas para la mayoría de las cepas. Específicamente, el orden de temperaturas óptimas fue: 40 °C (490 cepas), 30 °C (472 cepas), 20 °C (320 cepas), 50 °C (96 cepas) y 60 °C (2 cepas). Se observó que, en la mayoría de los casos, las diferencias entre el crecimiento a 30 y 40 °C no fueron significativas (p>0,05). La realización de este experimento también permitió determinar el porcentaje de disminución del crecimiento obtenido a temperaturas no óptimas para cada cepa (en relación con el crecimiento a la temperatura óptima). La información relativa a cada una de las 1380 cepas analizadas es muy grande para ser presentada individualmente; sin embargo,



en un intento por determinar el grado de inhibición del crecimiento a temperaturas no óptimas, las cepas se agruparon por temperatura óptima y categorías térmicas, y la media de crecimiento (para todas las cepas) a cada temperatura. Los resultados son tremendamente reveladores. Las cepas mesófilas que crecieron óptimamente a 20, 30 o 40 °C pierden el 100% de viabilidad a 50 y 60 °C, y reducen el crecimiento entre 12 y 50% cuando crecen a temperaturas subóptimas. Las cepas termófilas solo crecieron óptimamente a 40 y 50 °C. Estas cepas perdieron un 100% de viabilidad a 20 y 30 °C y su crecimiento disminuyó en un 18 a 59% cuando se cultivaron a temperaturas subóptimas. Finalmente, las cepas termotolerantes pudieron crecer de manera óptima a todas las temperaturas analizadas (incluso a 60 °C). La inhibición del crecimiento a temperaturas subóptimas fue muy variable, oscilando entre 8 y 95%; sin embargo, independientemente del valor para la temperatura óptima de crecimiento, siempre hubo cepas termotolerantes que crecen en el resto de las temperaturas analizadas. Los resultados son indicativos de la alta plasticidad térmica que caracteriza a la microbiota de compostaje.

Como se conocía la identidad de todas las cepas, fue posible atribuir perfiles térmicos y categorías a los diferentes grupos taxonómicos en los que se incluyó cada cepa (Fig. 2): Actinobacterias (225 cepas), Firmicutes (744 cepas) y Proteobacterias (155 cepas) entre procariotas, y Ascomycota (244 cepas) y Basidiomycota (11 cepas) entre eucariotas. La microbiotatermotolerante constituía la gran mayoría de las cepas incluidas en cada uno de los filos.

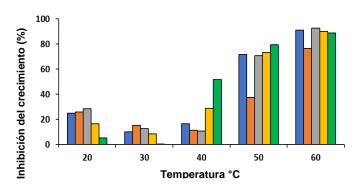


Figura 2. Distribución del perfil térmico de filos agrupados por inhibición del crecimiento en cepas procariotas y eucariotas paraActinobacteria (■), Firmicutes (■), Proteobacteria (■), Ascomycota (■) yBasidiomycota(■)

Aunque en condiciones de laboratorio, los ensayos de "compostaje" realizados por Xiao et al. (2011) a diferentes temperaturas, incluido el compostaje termófilo continuo, mostró un patrón de evolución para las bacterias (como grupo) indicativo de un alto nivel de termotolerancia; sin embargo, los autores clasificaron la microbiota solo como mesófila o termófila, ya que no se intentó identificar microorganismos. Aun así, este trabajo puso de manifiesto la selección de esas especies bien adaptadas a condiciones térmicas restrictivas y sirve para resaltar la plasticidad térmica de la microbiota indígena presente en los residuos orgánicos, lo que coincide con los resultados del presente trabajo. Los resultados obtenidos muestran claramente un patrón muy específico de selección de la microbiotatermotolerante que definitivamente se encargará de producir el compost final.



4. Conclusiones

Al contrario de lo que tradicionalmente se ha aceptado, este estudio demuestra que la microbiota de compostaje tiene una plasticidad térmica que le permite persistir y crecer durante todo el proceso. Dado que el uso aeróbico microbiano de las fuentes de carbono y la generación de calor son eventos firmemente vinculados, no debería sorprender que los microorganismos asociados con el compostaje estén bien adaptados a las variaciones de temperatura que ocurren como resultado de sus propias actividades biológicas. La plasticidad térmica también contribuye a considerar los microorganismos asociados al compostaje como un verdadero microbioma perfectamente adaptado a las condiciones siempre cambiantes impuestas por la evolución del proceso.

5. Bibliografía

- Chadha, S., Kale, S.P., 2015. Simple fluorescence-based high throughput cell viability assay for filamentous fungi. Lett. Appl. Microbiol. 61, 238-244.
- Fogarty, A.M., Tuovinen, O.H., 1991. Microbial degradation of pesticide in yard waste composting. Microbiol. Rev. 55(2), 225-233.
- Gea, T., Artola, A., Sort, X., Sánchez, A., 2005. Composting of residuals produced in the catalan wine industry. Compost Sci. Util. 13, 168-174.
- Liu, L., Wang, S., Guo, X., Zhao, T., Zhang, B., 2018. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. WasteManage. 73, 101-112.
- López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M.C., López, M.J., Jurado, M.M., Moreno, J., 2015a. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. Bioresour. Technol. 175, 406-416.
- López-González, J.A., Vargas-García, M.C., López, M.J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., Moreno, J., 2015b. Biodiversity and succession of mycobiota associated to agricultural lignocellulosic waste-based composting. Bioresour. Technol. 187, 305-313.
- Neher, D.A., Weicht, T.R., Bates, S.T., Leff, J.W., Fierer, N., 2013. Changes in bacterial and fungal communities across compost recipes, preparation methods, and composting times. PLoS ONE 8, e79512.
- Vega, B., Liberti, D., Harmon, P.F., Dewdney, M.M., 2012. A rapid resazurin-based microtiter assay to evaluate QoI sensitivity for Alternaria alternate isolates and their molecular characterization. Plant. Dis. 96, 1262-1270.
- Xiao, Y., Zeng, G.-M., Yang, Z.-H., Ma, Y.-H., Huang, C., Shi, W.-J., Xu, Z.-Y., Huang, J., Fan, C.-Z., 2011. Effects of continuous thermophilic composting (CTC) on bacterial community in the active composting process. *Microb. Ecol.* 62, 599-608.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través de los proyectos AGL2009-08405 y AGL2012-36434.



SESIÓN I:

RESIDUOS COMPOSTABLES



ESTUDIO DE VIABILIDAD PARA CO-COMPOSTAR GALLINAZA, ALPERUJO, PODA/HOJA DE OLIVO Y PAJA DE CEREAL: CALIDAD DEL COMPOST Y EMISIÓN DE **OLORES**

Arturo F. Chica, M. Carmen Gutiérrez, Manuel Toledo, Pedro Márquez, M. Ángeles Martín.

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. ig1chpea@uco.es

Resumen: En este estudio se evaluó la viabilidad de co-compostar residuos orgánicos de procedencia agrícola y avícola generados en zonas colindantes a una planta de compostaje de la provincia de Córdoba, tales como gallinaza, alperujo y poda/hoja de olivo, adicionando paja de cereal como estructurante, con el propósito de obtener una enmienda orgánica de calidad con alto valor agronómico. Se llevaron a cabo dos tratamientos: (1) un pretratamiento fermentativo anaerobio de la mezcla a compostar con el fin de hidrolizar la fracción orgánica menos biodegradable y reducir su contenido en humedad para el posterior tratamiento aerobio, y (2) un clásico tratamiento aerobio en pilas de compostaje mediante volteos para higienizar y estabilizar la mezcla. Entre los resultados más destacables, el pretratamiento anaerobio favoreció la hidrólisis de la materia orgánica menos biodegradable, redujo el contenido en humedad de la mezcla y se observó la formación de una capa seca superficial que minimizó el impacto oloroso desde 1.500 uo_E/m³ (capa interna) a 30 uo_E/m³ (capa superficial). Tras el compostaje, se obtuvo un producto final de alta calidad caracterizado por un contenido de materia orgánica del 57%, un contenido de metales adecuado (Compost tipo A de acuerdo al RD.506/2013) y una estabilidad microbiológica con una VECO_{max} de 14 mmol O₂/kg SV·h, ausencia de Salmonelasp. y Escherichiacoli(<10 UFC/g), cumpliendo así con la legislación vigente para su uso como fertilizante. Finalmente, se observó que el lixiviado recogido de ambos tratamientos es un residuo orgánico estabilizado útil para humedecer las pilas.

Palabras clave: calidad del compost; emisión de olores; olfatometría; características físicoquímicas y microbiológicas; respirometría.

1. Introducción

La industria avícola ha aumentado considerablemente en la mayoría de los países, incrementando la generación de residuos como la gallinaza o pollinaza (CM). Sin embargo, una gestión inadecuada de los mismos puede causar contaminación de suelos y agua, la proliferación de microorganismos patógenos, la emisión de olores desagradables y altas concentraciones de gases, que contribuyen negativamente al medioambiente (Li y col., 2016). Por otro lado, el olivo es uno de los principales cultivos agrícolas en España, para la producción de aceite de oliva. Durante la extracción de aceite de oliva se genera un subproducto conocido como alperujo (AL) con un alto contenido de humedad, materia orgánica, grasas, proteínas, potasio, nitrógeno y sustancias fenólicas hidrosolubles. Las operaciones de mantenimiento del cultivo de olivar también generan otros subproductos agrícolas, como son las hojas y poda de olivo (OL) que se componen principalmente de material lignocelulósico. Otro subproducto derivado de los cultivos agrícolas es la paja de cereal (CS), destacado por ser un material lignocelulósico con una alta relación C/N y baja biodegradabilidad (Chen, 2014). OL y CS tienen propiedades físicas interesantes para ser usados como agente estructurante en el compostaje (Calabi-Floody y col., 2019). Teniendo en cuenta la importancia de valorizar residuos con un gran volumen de generación



minimizando el impacto medioambiental, el objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad técnica de co-compostar CM, AL, OL y CS, mediante el seguimiento de las variables físico-químicas, respirométricas, microbiológicas y olfatométricas desde la recepción de las materias primas a la obtención del producto final.

2. Material y Métodos

2.1. Descripción de la planta de compostaje y las materias primas

La planta de compostaje (Coto Bajo) consta de cuatro áreas diferentes: área de recepción, área de fermentación, área de compostaje y balsa de lixiviados.

Alrededor de 7.000 toneladas de aceituna son recogidas y molturadas durante octubre-febrero, generando unas 545 toneladas de OL y 4.900-5.600 toneladas de AL. CM fue transportado desde granjas cercanas a la planta con un total de 5.285 toneladas. Además, la producción de cereal en zonas adyacentes genera gran cantidad de CS que necesita ser valorizada. La mezcla CS:OL:AL:CM (1:11:44:44 v/v) fue preparada considerando que CM y AL poseen un alto contenido en humedad y requieren de agente estructurante (OL y CS) para mejorar la porosidad y la aireación del material. Posteriormente, fue transferida al área de fermentación donde la mezcla permaneció almacenada durante un año con el fin de hidrolizar la materia orgánica menos biodegradable mediante fermentación anaerobia y para reducir su contenido de humedad antes de ser tratada en pilas de compostaje. Se llevó a cabo el seguimiento de cuatro pilas de compostaje con dimensiones 160x1,5x2 m, e identificadas como P1, P2, P3 y P4. Las pilas fueron aireadas mediante volteos, una vez cada dos semanas. La temperatura se registró con un sensor tipo PT-100 a 0,5 m debajo de la superficie de la pila durante el compostaje (60 días).

2.2. Caracterización físico-química, microbiológica, respirométrica V olfatométrica

Se tomaron diversas muestras, tanto del área de fermentación como de las pilas de compostaje para el seguimiento de ambos tratamientos.

La caracterización físico-química de las muestras fue determinada según la metodología propuesta por The U.S. Department of Agriculture and The US Composting Council (2002). Se realizó un análisis microbiológico para cuantificar los microorganismos del compost final con el fin de garantizar su uso como fertilizante. Salmonellasp., Escherichiacoli, Coliforms У Clostridium *Perfringens* determinados según la ISO 6579-1:2017, ISO 16649-2:2001, ISO 4832:2006 e ISO 7937:2004, respectivamente. Además, con un respirómetro estático en fase líquida se cuantificó la velocidad de consumo de oxígeno (VECO) y el consumo acumulado de oxígeno (CAO) y así conocer la estabilidad del producto final.

Se tomaron muestras de olor con una campana y un dispositivo muy específico, para llevar un seguimiento del impacto oloroso. Las muestras de olor se almacenaron en bolsas de Nalophan de 10 L y se analizaron mediante olfatometría dinámica, con un olfatómetro modelo TO8, para determinar su concentración de olor (OC).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación del área de fermentación

Durante el pretratamiento anaerobio, se formaron dos capas: una capa superficial (M_S) y una capa interna (M_I). Comparando ambas capas (Tabla 1), se observó un pH ácido de 5,81 en M_I debido a la alta concentración de ácidos orgánicos derivados de la actividad microbiana en condiciones anóxicas. Por el contrario, Ms



muestra un pH alcalino de 9,29 ya que la superficie está en contacto directo con el aire ambiente, oxidando el material de la superficie y reduciendo su contenido de humedad. Con respecto a la materia orgánica (SV), M_I contiene una gran cantidad de materia orgánica (76%) que necesita tiempo para ser hidrolizada y transformada por microorganismos anaerobios. Para M_S, la oxidación de la materia orgánica y la pérdida de humedad tuvieron una gran influencia en la reducción de SV ya que el aire atmosférico ayudó a oxidar la materia orgánica mediante los microorganismos aerobios. El mismo comportamiento se observó para C_{COT}, que es una variable importante en la degradación fermentativa. M_I muestra una mayor concentración de C_{COT} debido a la hidrólisis de la materia orgánica, utilizada por microorganismos (hidrolíticos, acidogénicos, metanogénicos, etc.) para producir carbohidratos, aminoácidos, grasas, metano y dióxido de carbono. La VECO_{max} en ambas capas fue diferente, con 45 mg de O₂/g SV·h para M_I y 1 mg de O₂/g SV·h para M_S. Este hecho revela la alta estabilidad de M_S debido a la oxidación de SV y el alto contenido de materia orgánica de M_I que requiere un tratamiento biooxidativo posterior para lograr un material estable e higienizado.

Tabla 1. Caracterización de la mezcla (I, interna y S, superficial) en el área de fermentación.

	Mı	Ms
pH	5,81 ± 0,10	9,29 ± 0,17
Humedad (%)	$68,45 \pm 0,11$	$36,34 \pm 0,14$
SV (%)	$76,03 \pm 0,19$	$49,45 \pm 0,14$
C _{COT} (%)	$6,06 \pm 0,11$	$2,75 \pm 0,05$
VECO _{max} (mg O ₂ /g SV·h)	45.0 ± 3.0	0.9 ± 0.1
OC (ou _E /m ³)	1.579 ± 122	30 ± 5

3.2. Evaluación del proceso de compostaje

La temperatura fue un buen indicador de la actividad microbiana ya que fluctúa con la degradación de la materia orgánica de CM y AL y otros materiales menos biodegradables como la celulosa o la lignina relacionados con CS y OL (Figura 1A). Durante los primeros 5 días, la alta actividad microbiana provocó un primer rango termofílico (55°C). A los 15 días, el volteo de las pilas activó la microbiota y aumentó la temperatura en una segunda etapa termofílica (58°C), favoreciendo la higienización de la mezcla. Después de 30 días, la actividad microbiana se desaceleró, disminuyendo la temperatura a la temperatura ambiente.

La Figura 1B muestra una importante degradación de materia orgánica durante los primeros 30 días del proceso (del 73-69% al 68-63%) coincidente con las etapas termófilas y la alta actividad microbiológica. Entre los 30 y 45 días, se produjo un enfriamiento, causando la estabilidad de SV durante este tiempo. Después de 45 días, se observó una segunda reducción de SV, del 68-63% al 60-54%, probablemente, otros materiales más resistentes, como la lignina, se degradaron lentamente y se transformaron en compuestos húmicos.



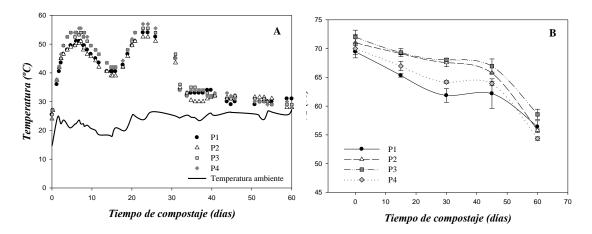


Figura 1. (A) Evolución de la temperatura de las pilas. (B) Variación de la concentración de SV.

En cuanto a la calidad del compost (Tabla 2) se observó que el producto final fue una enmienda orgánica, rica en nutrientes tales como materia orgánica, nitrógeno y fósforo, adecuada para suelos agrícolas. Además, se evidenció ausencia de patógenos y un adecuado contenido en metales para ser considerado como Compost tipo A. Cabe destacar la reproducibilidad de los resultados obtenidos en cada una de las pilas (bajas desviaciones estándar) y entre ellas (las desviaciones de las medias están al mismo nivel que las estándar de cada pila por separado).

Tabla 2. Análisis físico-químico, microbiológico y contenido en metales del compost final.

Análisis físico-químico y microbiológico						
	P1	P2	P3	P4	Media ± desviación	RD 506/2013
рН	$8,85 \pm 0,18$	$9,11 \pm 0,18$	$8,85 \pm 0,17$	$8,84 \pm 0,16$	$8,91 \pm 0,13$	
Humedad (%)	32 ± 1	33 ± 1	34 ± 2	32 ± 1	33 ± 1	< 40%
SV (%)	$56,41 \pm 1,03$	$55,82 \pm 0,20$	$58,57 \pm 0,20$	$54,36 \pm 0,30$	$56,29 \pm 1,75$	≥ 35%
N-TKN (%)	$2,88 \pm 0,08$	$3,08 \pm 0,02$	$3,02 \pm 0,02$	$2,96 \pm 0,01$	$2,99 \pm 0,09$	
C/N	20 ± 1	18 ± 1	19 ± 1	18 ± 1	19 ± 1	< 20
P-P ₂ O ₅ (%)	$1,98 \pm 0,15$	$1,65 \pm 0,12$	$1,59 \pm 0,04$	$1,76 \pm 0,07$	$1,75 \pm 0,17$	
Salmonella sp.	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Escherichiacoli (UFC/g)	<10	<10	<10	<10	<10	<1.000
Contenido en metales (mg/kg, base seca)						
	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Compost (60 días)	88	<1	4	13	27	115

3.3. Evaluación de la emisión de olores de la planta de compostaje

En el área de fermentación, M_I mostró 1.579 ou_E/m³ y en M_S fue 30 ou_E/m³ (Tabla 1). La tasa de emisión de olor promedio en M_I fue de 4,73 ou_F/kg durante la hidrólisis y considerando la masa total de la mezcla a tratar. La costra superficial (M_S) se formó a los tres meses del proceso fermentativo, lo cual se traduce en una reducción de la tasa de emisión de olor promedio a 0,09 ou_E/kg. En el área de compostaje (Figura 2), el olor fue decreciendo progresivamente desde 630–430 ou_E/m³ al inicio hasta 30 ou_E/m³. Considerando el tiempo y la masa total de la mezcla, la tasa de emisión promedio en esta área fue 0,34 ou_E/kg. Por lo tanto, la tasa global promedio de emisión de olor de la planta de compostaje fue de 5,16 ou_F/kg.



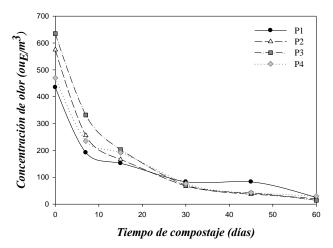


Figura 2. Concentración de olor durante el tiempo de compostaje

4. Conclusiones

El pretratamiento fermentativo y el co-compostaje de CM, AL, OL y CS es una alternativa adecuada para acelerar la fase de compostaje activo y obtener un producto final de calidad con el consiguiente beneficio ambiental y económico. El compost obtenido mostró alta estabilidad (0,46 mg O₂/g SV·h), más de un 35% de SV, y un contenido de metales y microorganismos para ser considerado Compost tipo A.

5. Bibliografía

Calabi-Floody, M., Medina, J., Suazo, J., Ordiqueo, M., Aponte, H., Mora, M. de L.L., Rumpel, C., 2019. Optimization of wheat straw co-composting for carrier material development. Waste Manag. 98, 37-49.

Chen, H., 2014. Chemical Composition and Structure of Natural Lignocellulose, in: Biotechnology of Lignocellulose. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 25-71.

Li, F., Cheng, S., Yu, H., Yang, D., 2016. Waste from livestock and poultry breeding and its potential assessment of biogas energy in rural China. J. Clean. Prod. 126, 451-460.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación por la financiación de esta investigación a través del proyecto CTM2017-88723-R y la beca F.P.I. BES-2015-071929.



APROVECHAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA RESIDUAL PARA LA BIORREMEDIACIÓN IN SITU DE SEDIMENTOS DE ALPECHIN EN BALSAS DE EVAPORACIÓN

Ana B. Siles-Castellano, María J. López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería, asc426@ual.es.

Resumen: El alpechín es un residuo líquido que se obtiene durante la extracción del aceite de oliva, constituido por azúcares, ácidos orgánicos, minerales y compuestos polifenólicos. La disposición de este residuo en balsas de evaporación ha sido el método más eficaz para su gestión. La mayoría de estas balsas no presentan una impermeabilización adecuada, de modo que contaminan suelo y acuíferos. En este trabajo se aplicó la técnica de landfarming para la biorremediación de suelos de balsas contaminadas con sedimentos de alpechín. El estudio se llevó acabo en una balsa de evaporación ubicada en Mora (Toledo), rellena principalmente con sedimentos de alpechín. Se delimitaron 6 parcelas, distribuidas aleatoriamente por la superficie de la balsa; 3 parcelas se emplearon como referencia con sólo sedimentos de alpechín; en las otras 3 parcelas se incorporaron residuos orgánicos. Cada parcela se dividió en dos subparcelas, inoculándose una de ellas con un consorcio de hongos aislados de los sedimentos de alpechín. Los muestreos se planificaron al inicio y con una periodicidad de dos meses, analizándose parámetros indicativos de la estabilización de la materia orgánica y de la actividad descontaminante, incluyendo análisis de fitotoxicidad, fracciones húmicas y carbono de biomasa. Los resultados demostraron una reducción de la fitotoxicidad, obteniéndose mejores resultados en las parcelas en las que se añadieron los residuos orgánicos. La bioaumentación con el consorcio fúngico aceleró sensiblemente la eliminación de compuestos tóxicos, según los resultados de fitotoxicidad. Este método constituye una alternativa viable para la descontaminación in situ de balsas de alpechín de gran superficie.

Palabras clave: Landfarming, Fitotoxicidad, Índice de Humificación, Carbono de biomasa, Bioaumentación.

1. Introducción

La disposición del alpechín en balsas de evaporación ha sido una de las principales alternativas para la gestión de este residuo cuando en las almazaras se utilizaba la extracción del aceite mediante centrifuga de tres fases. La mayoría de estas balsas no presentan una impermeabilización adecuada, de modo que contaminan suelo y acuíferos, haciendo necesario implementar técnicas que conduzcan a la eliminación del carácter contaminante de los sedimentos de alpechín. La biorremediación consiste en el uso de organismos vivos, microorganismos o sus productos, para degradar, detoxificar o separar sustancias químicas tóxicas presentes en aguas, suelos, sedimentos, lodos e incluso aire. La biorremediación puede acelerarse incorporando especies microbianas capacitadas para degradar el contaminante, proceso conocido como bioaumentación (Crawford y Rosenberg, 2013), mediante bioestimulación, adicionando nutrientes o proporcionando condiciones que estimulen la actividad del microbiota presente en las matrices contaminadas, o mediante una combinación de ambas actuaciones (Tyagi et al., 2011). El objetivo de este trabajo fue determinar la efectividad de la técnica de landfarming asistida o no con bioaumentación para la biorremediación in situ de sedimentos de una balsa de evaporación de alpechín, mediante el análisis de la evolución a lo largo del tratamiento de la fitotoxicidad, las fracciones húmicas y el carbono de biomasa. La finalidad de



este estudio fue comprobar que la biorremediación constituye una alternativa viable para la descontaminación *in situ* de balsas de alpechín de gran superficie.

2. Material y Métodos

El estudio se llevó acabo en una balsa de evaporación ubicada en el municipio de Mora (Toledo) en desuso desde 2007, que tiene una superficie de 2300 m² y está rellena de sedimentos de alpechín. En esta balsa se delimitaron 6 parcelas de 2m x 2m, distribuidas aleatoriamente por la superficie de la balsa. Tres de dichas parcelas se emplearon como referencia y contenían sólo sedimentos de alpechín, vertidos en la misma cuando el sistema de obtención del aceite de oliva se basaba en tres fases. En las otras 3 parcelas se incorporó una mezcla de materia orgánica fresca constituida por compost agotado de setas: estiércol de conejo: gallinaza, en proporción 60:20:20. Cada parcela se dividió en dos subparcelas, inoculándose una de ellas con un consorcio de los hongos Aspergillus ochraceus (H2) y Scedosporium apiospermun (H16) aislados a partir de los sedimentos de alpechín en un estudio previo (Martínez-Gallardo et al., 2020). Los materiales de cada parcela fueron sometidos semanalmente a aireación mediante laboreo mecánico y riego para mantener una humedad en torno al 50%. Mediante esta técnica de landfarming las condiciones de biodegradación por parte de las poblaciones microbianas autóctonas del suelo se pueden acelerar mediante la aireación (labranza) del suelo. Los muestreos se planificaron al inicio y con una periodicidad de dos meses. En cada muestreo se recogieron muestras de 5 puntos de cada subparcela que se mezclaron hasta homogeneidad. En cada muestra se analizaron parámetros indicativos de la estabilización de la materia orgánica y de la actividad descontaminante, incluyendo fitotoxicidad, fracciones húmicas y carbono de biomasa. La fitotoxicidad se analizó mediante bioensavo de germinación de semillas de berro (Lepidium sativum) según Zucconi et al. (1985).Los resultados de esta determinación se expresan como índice de germinación (% IG). El análisis del Carbono de las fracciones húmicas, ácidos húmicos (CAH) y ácidos fúlvicos (CAF), se realizó según el método descrito por Ciavatta et al. (1990). Se calculó el índice de humificación en base a la proporción: CAH/CAF. El carbono de biomasa (CBIO) se determinó utilizando el método de fumigación- extracción descrito por Vance et al. (1987). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

3. Resultados y Discusión

Un parámetro que permite determinar la efectividad de la técnica landfarming es la humificación, medida como la evolución de la relación CAH/CAF, que está relacionada con el grado de descomposición de la materia orgánica debido a la acción de los microorganismos. En la Figura 1 se representa la evolución de la relación CAH/CAF para los diferentes tratamientos. En las parcelas que solo contenían sedimentos de alpechín (Figura 1a), al principio del tratamiento se produjo una reducción del índice de humificación, tanto en las subparcelas inoculadas como no inoculadas, indicando una mayor concentración de la fracción AF con respecto a la AH, ya que al tratarse esta última de una fracción más polimerizada, resulta más lenta su degradación. Conforme avanzó el tratamiento aumentó la humificación, siendo mayor en las parcelas en las que se incorporó el inóculo. En las parcelas con sedimentos de alpechín y materia orgánica (Figura 1b), el índice de humificación se redujo cuando no se incorporó inóculo, mientras que se mantuvo sin variaciones significativas en las subparcelas inoculadas.



a) Sedimentos de alpechín

b) Sedimentos alpechin + materia orgánica (MO)

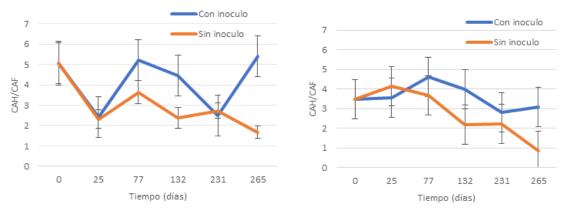


Figura 1. a) Evolución del índice de humificación CAH/CAF durante landtarming de sedimentos de alpechín, con inoculo y sin inoculo. b) Evolución del índice de humificación CAH/CAF durante landfarming de sedimentos de alpechín adicionado de materia orgánica fresca, con inoculo y sin inóculo. Valores medios de tres repeticiones (+ desviación estándar).

La fitotoxicidad disminuyó, principalmente al inicio de los tratamientos, manteniéndose dicha reducción hasta el final de los mismos. La mayor reducción de la fitotoxicidad tuvo lugar en las parcelas en las que se añadió materia orgánica (Tabla 1). El carbono de biomasa (CBIO) generalmente se incrementó durante el tratamiento, excepto en las subparcelas sin materia orgánica ni inóculo añadidos. De acuerdo con esto, la incorporación de la materia orgánica promociona el desarrollo de la microbiota, lo que conlleva una mayor reducción de compuestos que aportan fitotoxicidad a los sedimentos de alpechín (Tabla1).

Tabla 1. Evolución del índice de germinación (IG%) y del carbono de biomasa (CBIO%) en los sedimentos de una balsa de evaporación durante el desarrollo de la técnica de landfarming para la biorremediación de suelos con sedimentos de alpechín con inoculo/ sin inoculo y sedimentos de alpechín + materia orgánica (MO) con inoculo/ sin inoculo.

	IG (%) CBIO (%)* Tiempo (días) Tiempo (días)			CBIO (%)*		
TRATAMIENTO				s)		
TRATAMIENTO	0	132	265	0	77	231
Sedimento alpechín con inóculo	48,8	61,2	65,2	0,86 (100%)	2,01 (234%)	0,51 (59%)
Sedimento alpechín sin inóculo	48,8	58,2	66,2	0,86 (100%)	0,68 (79%)	0,32 (37%)
Sedimento alpechín +MO con inóculo	48,8	71,4	84,6	0,14 (100%)	0,14 (100%)	0,51 (364%)
Sedimento alpechín +MO sin inóculo	48,8	67,9	84,3	0,14 (100%)	0,34 (242%)	0,45 (321%)

^{*} Se muestran los datos CBIO (%) y en % respecto al valor de tiempo igual a cero, asignando a este el valor 100%.

4. Conclusiones

El landfarming o laboreo constituye una excelente técnica para el tratamiento in situ de sedimentos de alpechín en balsas de evaporación. La incorporación de materia orgánica fresca permite conservar carbono y reducir la fitotoxicidad inherente a los sedimentos de alpechín, mediante la estimulación de las capacidades degradativas de la microbiota autóctona. La aplicación de inóculos microbianos especializados a los



sedimentos de alpechín sometidos a landfarming permite obtener unos mayores niveles de humificación y un mayor aumento en la biomasa microbiana respecto a los tratamientos no inoculados.

5. Bibliografía

- 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.
- Crawford R.L., Rosenberg E. 2013. Bioremediation. En: Rosenberg E., DeLong E.F., Lory S., management. TrendsFoodSciTech. 12(5-6), 185-196.
- Martínez-Gallardo, M. R., López, M. J., Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López-González, J. A., Sáez, J.A., Moreno, J., 2020. Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. Sci. TotalEnviron. 703, 135537.
- Tyagi M., da Fonseca M.M.R., de Carvalho C.C. 2011. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. Biodegradation 22(2), 231-241.
- Zucconi F., Monaco A., Forte M., De Bertoldi M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J.K.R. Gasser (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 ""Reclamationof ENV/ES/000331) olive oilwasteabandonedlagoonsusing recoveringstrategies in a circular economy". Agradecemos al Ayuntamiento de Mora (Toledo) y a la empresa GESREMAN (Gestión de Residuos Manchegos S.L.) la estrecha colaboración y apoyo durante las tareas de campo en la balsa de evaporación.



RESULTADOS DE PROYECTO DE INVESTIGACIÓN SMARTMUSHROOM (SMART MANAGEMENT OF SPENT MUSHROOM SUBSTRATE TO LEAD THE MUSHROOM SECTOR TOWARDS A CIRCULAR ECONOMY)

Pablo Martínez Martínez¹, Thomas Helle², Maria Isabel Campos Labadie³, Jovan Jovanovic⁴, Margarita Pérez Clavijo¹

¹ Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja (CTICH), Ctra. Calahorra km. 4, Autol, España; 2 NovisGmbH; VordemKreuzberg 17, 72070 Tübingen, Alemania; Investigación y Desarrollo Castilla y León (IDECAL), Parque Tecnológico de Boecillo, 205, 47151 Boecillo, Valladolid; 4 EcosoilDoo. MilentijaPopovicabroj 80/A Grkinja, Gadzin Han 18240, Serbia. proyectos@ctich.com

Resumen: Por cada tonelada de champiñón cultivado, se generan aproximadamente unas 3,3 toneladas de sustratos post-cultivo de hongos (en adelante SPCH). Este subproducto generalmente se valoriza a través de su transformación en fertilizante. Debido a su elevado contenido en agua (aprox. 70 %) y su dificultad de dosificación, es necesario un paso intermedio de secado. El coste de este tratamiento supone una disminución del beneficio económico de los productores de hongos cultivados. Con la utilización de energías tradicionales, los costes de secado son elevados y muchas veces no asumibles por el sector. En este proyecto, se propone la generación de biogás en digestor anaerobio, utilizando el SPCH como materia prima; aprovechamiento de este biogás para alimentar un tromel de secado, reduciendo la humedad del SPCH que permitan su posterior peletización (20 % humedad) y así obtener un fertilizante orgánico peletizado, listo para su puesta en mercado y aplicación agrícola. Además de la reducción de costes del tratamiento SPCH para el productor de hongos se obtiene un rendimiento económico proveniente de la venta del fertilizante y el impulso de la economía circular en el sector de hongos cultivados.

Palabras clave: Biogás, valorización, residuo, fertilizante orgánico, champiñón.

1. Introducción

El sector de los hongos cultivados genera 3,3 toneladas de sustrato postcultivo de hongos (SPCH) por cada tonelada de hongos producida, este subproducto está compuesto principalmente por paja de cereal, gallinaza (sur de Europa) o estiércol de caballo (centro y norte de Europa) degradados mediante fermentación y restos de micelio, mezclado con turbas para cobertura (Grimm, Wösten, 2018). La valorización del subproducto (Levanon&Danai, 1995) requiere una fase secado para poder ser transportado con bajos niveles de humedad. Los métodos empleados hasta el momento se basan en secado al aire libre, que implica una limitación climatológica, y secado en tromel utilizando fuentes de energía tradicionales, el cual supone un elevado coste energético haciéndolo inviable económicamente.

La solución propuesta con el proyecto Smartmushroom es la instalación de una planta autónoma de secado del material, mediante la generación de biogás en digestores anaerobios (Bisaria y col., 1990), utilizando como material el SPCH fresco, adicionando otros residuos locales de la industria agroalimentaria, para posteriormente quemar este biogás en el tromel de secado, optimizando las temperaturas de secado. Una vez el SPCH seco, se procederá a su peletizado para poder aplicarlo en agricultura como enmienda o fertilizante orgánico. El principal objetivo es la obtención de un fertilizante orgánico peletizado a través de un proceso de valorización energética del sustrato postcultivo de champiñón.



2. Material y Métodos

Para llevar a cabo las pruebas de generación de biogás (Pérez-Chávez, y col., 2019) se utilizaron SPCH procedentes de distintos países europeos productores (España, Italia, Polonia y Bélgica), con el fin de observar la variabilidad según las materias primas utilizadas para hacer la tecnología exportable.

Para las pruebas de secado, se estudiaron diferentes tiempos y temperaturas de secado, con el fin de optimizar energéticamente el proceso, respetando las características del fertilizante.

2.1. Digestión anaerobia

Los ensayos de digestión anaerobia con SPCH se llevaron a cabo a escala laboratorio en el departamento de Biotecnología Ambiental de la Universidad de Ciencias Aplicadas HochschuleHammLippstadt (HSHL), en Hamm, Alemania.

En una primera etapa se realizaron ensayos de digestión anaerobia con los diferentes sustratos disponibles, a fin de observar la posible variabilidad productora de biogás en base a las diferencias de materias primas utilizadas (Williams y col.,2001). La caracterización de las muestras se ha realizado siguiendo los ensayos DIN EN 12880 (AENOR, 2001).

Las pruebas de digestión anaerobia se han realizado bajo los estándares del protocolo VDI 4630 (VDI 4630: 2016-11) "Fermentación de materiales orgánicos caracterización del sustrato, muestreo, recopilación de datos y tests de fermentación".

Los biorreactores utilizados en los ensayos están equipados con contadores Milligas MGC-10 de Ritter ApparatebauGmbH& Co. KG, Bochum, Alemania, para el monitoreo continuo del volumen de biogás producido, sensores de gas CH₄ y CO₂ de BlueSensGmbH, Herten, y dispositivos de muestreo para medir el valor de pH. así como el valor de FOS / TAC (VOA / TIC), con un valorador potenciométrico Tetrino Plus Metrohm 877, Deutsche MetrohmGmbH& Co. KG, Filderstadt, Alemania.

Los primeros experimentos, se llevaron a cabo con concentraciones de sustrato en torno a 6 g L⁻¹ de materia orgánica seca con temperatura estable a 37 ºC. Dado que los valores de FOS/TAC de los lodos oscilaron entre 0,11 y 0,2, lo que indica una comunidad microbiana absolutamente estable, descartando sobreacidificación, los siquientes experimentos se realizaron con una concentración de sustrato de 10 g L⁻¹ (materia orgánica seca). Los ensayos se realizaron por triplicado, añadiendo una variante con adición de glicerina.

2.2. Secado

Se ha realizado una simulación de dinámica de fluidos computacional (CFD) sobre la distribución de aire caliente en el secador, así como un estudio para la recuperación y reintroducción del aire caliente después de la eliminación de la humedad. El SPCH recompostado contiene una humedad entorno al 50 % y se pretende obtener una humedad de salida cercana al 20% para poder peletizar el producto.

Las pruebas a escala laboratorio se realizan con el objetivo de optimizar las temperaturas y tiempos de secado, preservando las características del fertilizante orgánico. El procedimiento para optimizar el secado consiste en introducir la muestra en un horno a diferentes temperaturas (65, 80 y 95 °C) y tiempos (4, 8 y 24 horas).

Asimismo, se realiza un cálculo numérico de flujo, temperatura y potencias demandadas en el proceso de secado, teniendo en cuenta la psicometría del material



para el cálculo de la humedad de la mezcla resultante, calculando los tiempos necesarios de secado en función de la temperatura promedio del secador.

3. Resultados y Discusión

3.1. Digestión anaerobia

Se han analizado muestras de SPCH provenientes de España, Bélgica, Italia y Polonia, obteniendo los siguientes resultados analíticos de materia seca (Tabla 1). Los sustratos de España e Italia utilizan como fuente de nitrógeno gallinaza, mientras que los provenientes de Bélgica y Polonia utilizan abono de caballo. En las analíticas se observa la variabilidad en contenido de materia orgánica dependiendo de la mezcla que ha sido utilizada en la elaboración del sustrato para fungicultura, mostrando las muestras de Polonia los valores más bajos de materia orgánica.

Tabla 1. Contenido en materia seca orgánica de los sustratos

Table II Comembe on material code organica do 100 caenates					
Muestra	Materia seca	Materia orgánica seca (%)			
	(%)				
España	34,4 ± 1,5	20,7 ± 0,7			
Bélgica	32,7 ± 1,5	21,8 ± 1,3			
Polonia 1	26,9 ± 0,5	15,1 ± 0,5			
Polonia 2	33,3 ± 1,8	18,4 ± 1,2			
Italia	39,2 ± 0,6	21,0 ± 0,4			

En la Tabla 2, se puede observar que el sustrato con mayor capacidad de producción de biogás es el de origen España, así como el que mayor concentración de metano presenta en su composición, parámetro que indica una mayor calidad del gas obtenido.

El efecto de la glicerina en los aumentos de producción de gas presenta una alta variabilidad entre los distintos sustratos, mostrando para la adición de una misma cantidad, incrementos entre el 29 y 64%. El menor incremento debido a la glicerina se presenta con el sustrato más productivo por sí mismo, lo que hace indicar que se crea una sinergia entre el sustrato y la glicerina, en vez de tener un carácter sumatorio.

Con los datos obtenidos adicionando glicerina, se observa bastante similitud entre los distintos sustratos, por lo que no existen problemas para poder exportar la tecnología a otros países productores. Partiendo de estos datos, el estudio se centra en analizar el potencial de la muestra de España (S), junto con distintas concentraciones de cosustratos disponibles en la zona de realización. Los sustratos utilizados han sido la glicerina (G) procedente de una planta de biodiesel y un residuo de agua de limpieza de líneas de procesado de mermeladas (P).

Tabla 2 Producción biogás y metano de las distintas muestras

Tabla 2. Producción biogas y metano de las distillas muestras						
Muestra	Producción biogás	Incremento biogás	Concentración			
	por kg muestra	con glicerina (1 ml/L)	metano (CH ₄) [v/v]			
	fresca [L]	[%]				
España	39,9 ± 1,0		53,5 ± 3,3			
España + glicerina	51,4 ± 1,7	29	57,1 ± 3,3			
Bélgica	21,2 ± 2,5		46,7 ± 0,3			
Bélgica + glicerina	33,4 ± 2,0	58	51,4 ± 4,4			
Italia	10,6 ± 0,9		39,8 ± 2,2			
Italia + glicerina	17,4 ± 0,9	63	52,8 ± 12,5			
Polonia 1	19,6 ± 0,0		45,6 ± 3,8			
Polonia 1 + glicerina	29,9 ± 0,0	53	54,3 ± 1,4			
Polonia 2	23,5 ± 0,0		49,8 ± 2,5			
Polonia 2 + glicerina	38,7 ± 0,8	64	56,7 ± 4,1			



Del ensayo de adicción de distintos cosustratos mostrado en la Figura 1, los mejores valores se obtienen para la relación 7:2:1 SPG. Mayores porcentajes de los cosustratos P y G no presentan mayores valores de producción total. En el caso de la relación 7:4 SP se observa un incremento respecto a la relación 7:2 SP, el cual no es directamente proporcional, asimismo un aumento de la relación hasta 7:5 SP no provoca un aumento de la producción total respecto a 7:4 SP.

La optimización del proceso la obtenemos con una mezcla de sustrato para digestión de 7:2:1 (SPCH: residuo mermelada: glicerina).

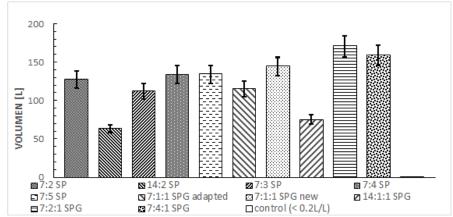


Figura 1. Producción media de biogás por kg de muestra fresca, con distintas mezclas (litros).

3.2. Secado

Se han realizado curvas de secado con el SPCH recompostado que se va a utilizar como material de entrada al secador, se obtuvieron resultados de un mayor descenso de humedad durante las primeras 6-8 horas de secado, hasta una concentración del 10% de humedad, presentando después dificultad para reducir esa concentración.

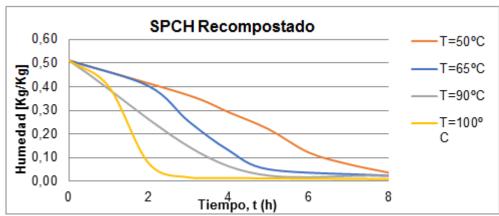


Figura 2. Curva de secado a distintas temperaturas durante 8 horas.

El secado a distintas temperaturas durante las 8 horas óptimas, mostrado en la Figura 2, indica reducciones de humedad óptimas para temperatura en el rango de 65-90°C, con estas temperaturas se asegura un buen secado, respetando las propiedades como fertilizante orgánico.



Tabla 3. Simulación de secado a distintas temperaturas

Temperatura salida aire (°C)	40	50	60	70	80	90	100
Flujo másico entrada mŢ (kg/min)	8,043	6,800	5,637	4,548	3,528	2,568	1,663
Tiempo de secado (h)	2,63	2,53	2,42	1,96	1,49	1,03	0,56
Relación flujo de entrada / tiempo secado (kg h ⁻¹)	3,06	2,69	2,33	2,32	2,37	2,49	2,97

La simulación se lleva a cabo para una potencia fija de 200 kW y un flujo de aire dentro del secador de 1.5 kg s⁻¹, con diferentes temperaturas de salida.

La temperatura en la entrada del secador permanece constante (105 °C) para evitar dañar nutrientes. El punto de trabajo óptimo se encuentra alrededor de 60-70 °C a la salida, obtenido las menores relaciones de tiempo de secado, y unas temperaturas de secado en torno a 85 °C.

4. Conclusiones

De los datos obtenidos en las analíticas y distintas pruebas realizadas, se puede concluir que el SPCH es susceptible de ser utilizado como producto para digestión anaerobia, capaz de generar buenos rendimientos en la producción de biogás, resultando interesante la adición de otros residuos de la industria alimentaria ricos en azúcares.

La tecnología del proyecto es exportable a las zonas productoras de hongos, puesto que se han obtenido resultados aceptables para la rentabilidad de producción de biogás, minimizando de esta forma el impacto medioambiental de la actividad.

A través de este proceso se mejora la rentabilidad del sector de los hongos cultivados, puesto que actualmente existen unos costes de tratamiento de residuo que varían entre 5 y 18 €/t, con bajos o nulos rendimientos económicos posteriores, suponiendo en la mayoría de los casos un problema de gestión de residuos.

5. Bibliografía

- AENOR. Caracterización de lodos. Determinación de la humedad y del contenido en materia seca. UNE-EN 12880. Madrid: AENOR, 2001.
- Bisaria, R., Vasudevan, P., &Bisaria, V. S., 1990. Utilization of spent agro-residues from mushroom cultivation for biogas production. Applied Microbiology and Biotechnology, 33(5).
- Dan Levanon&Ofer Danai, 1995.Chemical, Physical and Microbiological Considerations in Recycling Spent Mushroom Substrate, Compost Science & Utilization, 3:1,72-79.
- Grimm, D., Wösten, H.A.B., 2018. Mushroomcultivation in the circular economy. ApplMicrobiolBiotechnol 102, 7795-7803.
- Pérez-Chávez, A. M., Mayer, L., &Albertó, E., 2019. Mushroom cultivation and biogas production: A sustainable reuse of organic resources. Energy for Sustainable Development, 50, 50-60.
- Williams, B.C. et al. An initial assessment of spent mushroom compost as a potential energy feedstock. (2002). Fuel and Energy Abstracts, 43(3), 196.

6. Agradecimientos

Proyecto financiado por la Comisión Europea, bajo la convocatoria Horizonte 2020, topic "FastTracktoInnovationPilot" con el GA 820352



REDUCCIÓN DE LAS QUEMAS DE SARMIENTOS EN LA COMUNIDAD VALENCIANA: DEFINICIÓN, DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE PROCESOS DE CO-COMPOSTAJE EN COLABORACIÓN CON LOS ACTORES DEL TERRITORIO

Fernández-Suárez, M.T.¹, Sánchez-García, F.¹, García-Randez, A.¹, Pérez-Murcia, M.D.¹, Agulló, E.¹, Bustamante, M.A.¹, Andreu-Rodríguez, J.^{2*}, Barber, X.3, Moral, R.

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

²Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España.

³Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Univ. Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España. *jandreu@umh.es

Resumen: Se ha realizado un estudio integral del co-compostaje de residuos vitivinícolas (sarmientos, rapones y orujos) junto a flujos residuales afines. Este trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto Agrocompostaje, con el desarrollo de 29 procesos de co-compostaje (13 binarios y 16 ternarios). Estos procesos se han desarrollado a escala comercial in situ en parcelas adyacentes a las zonas de producción vitivinícolas valencianas. Las diferentes estrategias de co-compostaje se basan en i) el rol de los residuos vitivinícolas como agentes estructurantes, ii) co-compostaje con fuentes de N y P como orujo de bodega (2); estiércoles ovinos (18), caprino (1), vacuno (1) y gallinaza (3), fracción orgánica recogida selectiva puerta a puerta-FORSPP (3), iii) uso de materiales de interés como lodos EDARI u otros flujos. Todos estos procesos se agruparon en función de la presencia mayoritaria de sarmiento o raspón y se desarrollaron propuestas de mezclas ideales para la optimización de los procesos.

Palabras clave: fertilizante, raspones, orujos, secuestro de C.

1. Introducción

El sector vitivinícola es uno de los sectores claves en la adopción de estrategias de agricultura sostenible, así como en la potencial mitigación del cambio climático debido a la elevada superficie que ocupa y al peso sustancial en la renta agraria española. En la Comunidad Valenciana la viña ocupa más de 65 kha (sobre todo en Valencia y Alicante) con una producción de uva superior a los 230 kt anuales. En este sector se identifican dos flujos residuales claves (sarmiento y raspón) cuya gestión no está optimizada y que suponen una oportunidad muy significativa en la aplicación de la economía circular. Según nuestras estimaciones, en la Comunidad Valenciana se fijan anualmente en los sarmientos más de 1,3 millones de toneladas de C atmosférico que en muchos casos retornan a la atmosfera a través de quemas controladas. Considerando un peso de poda de 200 g s.m.s. por cepa, cada hectárea puede llegar a emitir por quemas más de 700 kg CO₂ anuales a la atmósfera. Por otro lado, en las bodegas se acumulan en torno a 7,1 kg de raspones por HL de vino producido, cuyo volumen y temporalidad hacen que los usos actuales no resuelvan su gestión. El sector está demandando crecientemente alternativas económicamente viables y validadas in situ.

2. Material y métodos

En este contexto, se ha realizado un estudio integral del co-compostaje de residuos vitivinícolas (sarmientos, rapones y orujos de bodega) junto a flujos residuales afines, dentro del proyecto Agrocompostaje, con el desarrollo de 29 procesos distintos de co-compostaje (13 binarios y 16 ternarios). Las diferentes



estrategias de co-compostaje se basan en i) el rol de los residuos vitivinícolas (sarmiento/raspón) como agentes estructurantes, ii) co-compostaje con fuentes de N y P como orujo de bodega (2); estiércoles de oveja (18), caprino (1), vaca (1) y gallinaza (3); fracción orgánica recogida selectiva puerta a puerta (FORSPP) (3), iii) uso de materiales de interés como lodos EDARI u otros flujos. Los procesos se han desarrollado en las condiciones reales al alcance de los actores del proceso, incluyendo diferentes aproximaciones operacionales para la configuración, trituración, volteo y riego de las pilas. Se ha realizado una optimización matemática de los procesos en función de los perfiles exotérmicos alcanzados y la presencia de los residuos vitivinícolas (sarmiento/raspón).

3. Resultados y discusión

3.1. Proceso

Los sarmientos utilizados (n=12) tienen una humedad y densidad aparente bajas (15,8% y 0,15 kg/L), un pH ligeramente ácido (6,5), una relación C/N de 62,7, con unos contenidos NPK 0,74-0,1-0,67% y polifenoles hidrosolubles (PolH) menor de 6000 mg/kg. Los raspones (n=11) duplican la humedad de los sarmientos, pero su densidad aparente es menor (0,094 kg/L), de reacción más ácida (6,1), su conductividad eléctrica (2,95 dS/m) dobla a los sarmientos, y el contenido NPK 1,1-0,1-2,3 destaca por el contenido de K. La relación C/N des raspón es de 46,4 y el contenido en PolH es ligeramente mayor a los raspones (6272 mg/kg). En este contexto, es necesario la aplicación de materiales ricos en N que optimicen la mezcla, siendo usual en el territorio vinícola el uso de estiércoles de ovino.

Los procesos tuvieron una duración promedio de fase bio-oxidativa de 133 y 107 días para compostajes de sarmientos y raspones, indicando una exotermia diferencial y en ambos casos menor por ejemplo a los compostajes de alperujos, necesitando un promedio de 3,5 y 2,6 volteos. Los días promedio de mantenimiento de temperaturas superiores a 70-60-55°C (8-31-43 y 1-14-28 días para sarmientos y raspones respectivamente) indican que el compostaje de raspón es significativamente menos exotérmico que el de sarmiento, incluso comprometiendo objetivos de higienización. No parece existir una correlación lineal entre el porcentaje de sarmiento/raspón y la temperatura promedio (datos no mostrados). La intensidad del proceso medida por el índice EXI2 referido a los días de fase bio-oxidativa (Vico et al. 2018) fue de 1068 y 962 para compost de sarmientos y raspones respectivamente, inferior a otros procesos de agrocompostaje estudiados (ej. compost de alperujos, 1460). En los procesos estudiados, parece existir un rango de presencia de sarmientos y raspones donde este índice se sitúa en valores máximos (25-30% sarmientos y 45-55% raspones). La temperatura promedio se sitúa en torno a 43°C sin diferencias significativas entre ambos tipos de residuos vitivinícolas. Parece existir un peor comportamiento biodegradativo del raspón potencialmente asociado a la tipología de los tejidos vegetales en el raspón, a nivel de estructura y presencia de compuestos recalcitrantes (grasas, taninos y compuestos fenólicos) que dificultan el proceso de compostaje. A nivel de proceso podemos proponer mezclas i) binaria: sarmiento (15-40% s.m.f./ 20-40% vol) y estiércol (40-90% s.m.f./60-80% vol), ii) binaria: raspón (30-70% s.m.f./40-70% vol) y estiércol (50-70% s.m.f./25-50% vol), iii) ternaria: sarmiento/raspón (20-45% s.m.f./25-50% vol), estiércol (10-45% s.m.f./30-40% vol) y un ingr. Minoritario (10-20% s.m.f./10-20% vol), ej alperujo/podas/otros.



Tabla 1. Procesos en base a sarmiento/raspón: ingredientes (%, s.m.f), duración fase bio-oxidativa (días), temperatura promedio F. Bio-oxidativa (°C) e índice EXI2 normalizado respecto a días de fase bio-oxidativa.

Muestras	Residuo vitivinícola %	2º Ing., %	3º		Tipo 3º Ing.	Días F. bio-ox.	T ^a promedio bio-ox.	EXI2 vs días bio-ox.
	Sarmiento	111y., /0	111y., 70	·		DIO-OX.	DIO-OX.	DIO-UX.
121		1F 2	20.6	Ect ovinc	Diol aia	105	/1 G	111
131	4,9	15,2	29,6	Est. ovino	Piel ajo	105	41,6	411
120	7,4	11,3	81,3	Est. ovino	Dieta Ceratitis	82	52	1480
111	10,7	19,6	12,5	Hoja Pino	Poda olivo	115	34,9	971,4
126	11,1	79,9	9,0		Est. caprino	56	38	421
42	13,8	85,0	1,2	FORSPP*	Hojas jar. urb.	152	44,3	1852
54	13,8	85,0	1,2	FORSPP	Hojas jar. urb.	175	55,7	1953
78	18,8	81,2		Est. gallinaza				
112	18,8	74,8	6,4	Est. ovino	Raspón	115	36,3	1176
113	19,1	80,9	•	Est. ovino		169	39,8	642
56	23,9	58,2	1,0	Est. equino	bolsa uva	293	37,8	532
61	26,1	72,7	1,2	FORSPP	Hojas jar. urb.	192	52,9	1630
19	28,1	41,4	30,5	Est. bovino	Hojas jar. urb.	34	30,6	488
17	37,6	54,1	8,3	Est. ovino	URB Poda	104	54,7	1257
	17,4	58,4	22,1		Promedio	132,7	43,2	1068
	Raspón							
106	2,2	96,3	1,5	Est. equino	Alperujo	118	36,8	385
110	7,0	49,4	43,7	Est. ovino	Orujo vitivin.	120	51,4	1448
92	7,4	92,6		Est. gallinaza		87	37,6	1362
94	10,1	89,9		Est. gallinaza		87	39,6	1072
99	12,2	87,8		Est. ovino		123	30,7	903
13	33,0	66,7		Est. ovino		95	45,9	857
80	33,0	66,7		Est. ovino		ND	ND	ND
95	33,0	66,7		Est. ovino		ND	ND	ND
115	35,7	64,7		Est. ovino		ND	ND	ND
116	41,7	58,3		Est. ovino		86	40,1	1395
6	42,0	19,4	38,6	Est. ovino	Hojas jar. Urb.	125	46,8	662
7	51,9	48,1		Est. ovino		125	48,8	752
8	94,7	5,3		Lodo EDARI		125	36,7	199
	30,9	62,0	24,5		Promedio	107	42,2	962
	Orujo							
137	28,9	56,7	14,4	Est. ovino	Chips madera	90	50,3	1544

FORSPP*: Fracción orgánica recogida selectiva puerta a puerta.

Sarmiento: Ratio EXI2/dias fase bio-oxidativa Raspón: Ratio EXI2/dias fase bio-oxidativa



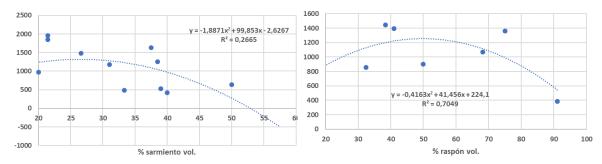


Figura 1. Modelización de diferentes parámetros en función del % sarmiento/raspón en los procesos.

3.2. Producto

Los compost vitivinícolas obtenidos de sarmiento/raspón (tabla 2) tienen un pH alcalino (8,3/8,4), siendo diferencialmente más salinos los procedentes de sarmiento, no existiendo diferencias significativas para MOT o COT. La relación COT/NT es de 13,5/15,0; pudiendo indicar este hecho una menor degradación de los compost de raspones, siendo ambas inferiores a las obtenidas para compost de alperujo en este proyecto (datos no mostrados). El contenido en unidades fertilizantes NPK de los compost de sarmiento y raspón (2,2-1,7-2,9 y 1,8-1,2-2,7 s.m.s.) indican una composición equilibrada siendo más nitrogenada en el caso de los sarmientos. El contenido en sustancias húmicas es superior en el compost de sarmientos. El contenido en polifenoles hidrosolubles no supera los 1300 mg/kg s.m.s., valores muy inferiores a los encontrados en compost de alperujos (2160). Los compost no presentaron fitotoxicidad, mostrando los compost de sarmientos valores más bajos del índice de germinación (69%) respecto a los de raspón (78%). Son compost con capacidades de intercambio catiónico elevadas respecto a otros materiales compostados. El valor equivalente NPK es de 35 y 28 €/t s.m.f. (25% humedad), respectivamente, según Vico et al (2018).

4. Conclusiones

El compostaje de residuos vitivinícolas (sarmientos/raspón) es un proceso de valorización viable como herramienta de mitigación del cambio climático y como estrategia de recuperación de nutrientes y materia orgánica al suelo. Los compost obtenidos son equilibrados y nos indican como óptimas a nivel de proceso estrategias binarias sarmiento/raspón junto a estiércoles en relación 2:1 y 1:1 (vol), así como mezclas ternarias 2:2:1 incluyendo otros flujos residuales.

5. Bibliografía

Vico, A. y col. 2018. Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by cocomposting with urban and agri-food sludge. J. Environ. Manage. 226: 408-415.

6. Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana.



Tabla 2. Caracterización de los compost derivados de residuos vitivinícolas obtenidos en este trabajo.

Muestras	Residuo vitivinícola %	_s pH	EC (ds/m)	MOT (%)	NT (%)	Corg (%)	Corg/NT	P ₂ O ₅ (%)	K₂O (%)	PolH (mg/Kg)	IG (%)	CCC (meq/100g MOT)	C.fulv. (%)	C. hum. (%)
	Sarmiento													
131	4,9	7,0	15,6	62,7	3,7	32,5	8,7	2,49	8,39	2361	64,1	ND	2,8	5,7
120	7,4	7,2	6,4	66,5	2,7	35,5	12,9	1,17	2,94	3572	58,0	60	4,1	3,6
111	10,7	9,3	1,4	32,9	1,2	22,7	18,6	0,68	1,63	608	98,2	ND	1,0	2,7
126	11,1	6,9	8,7	67,9	3,8	33,7	8,8	5,23	1,93	364	57,2	117	2,3	2,6
42	13,8	8,5	5,5	38,6	2,1	23,4	11,1	2,6	2,4	1285	54,2	117	1,7	5,3
54	13,8	8,6	6,4	43,0	2,7	33,1	12,2	3,2	2,5	1449	66,8	119	1,3	5,2
78	18,8	8,7	2,0	30,4	1,1	15,9	14,2	1,41	2,03	1034,9	56,9	233	0,9	2,2
112	18,8	9,4	1,8	29,0	1,5	27,0	18,8	0,82	2,02	682	118	ND	0,8	1,9
113	19,1	9,2	3,34	32,6	1,2	21,9	17,9	0,57	1,97	756	71,8	ND	1,5	2,3
56	23,9	8,0	8,3	56,3	2,6	32,8	12,6	3,0	2,5	2226	24,8	ND	2,4	4,9
61	26,1	8,9	4,5	44,4	2,7	27,4	10,2	1,5	2,6	1363	88,4	104	1,2	5,2
19	28,1	8,6	2,8	30,8	1,0	15,5	15,2	0,48	1,52	661	120	74	1,3	4,6
17	37,6	7,8	5,6	56,3	2,2	31,8	14,8	1,33	2,20	ND	25,9	105	2,2	5,4
Promedio	37,6	8,3	5,6	45,5	2,2	27,2	13,5	1,9	2,7	1364	69,5	116	1,8	4,0
	Raspón													
106	2,2	8,4	2,6	21,5	,	16,1	14,0	0,69		959	93,4	ND	1,0	0,6
110	7,0	8,7	1,8	33,5	1,2	,	17,2	0,60		384	87,7	ND	1,1	2,1
92	7,4	7,8	5,4	74,3	2,3	37,8	16,6		2,92	1953	35,4	85	1,7	3,0
94	10,1	7,8	5,8	64,1	2,4	32,6	13,4	2,45		1807	40,9	92	1,6	3,6
99	12,2	9,1	2,5	43,1	1,6	22,5	13,7	0,68		2714	91,2	89	1,2	2,8
13	33,0	7,9	4,3	41,5	1,3	20,4	15,6	0,78		330	143	122	0,7	1,9
80	33,0	8,4	3,6	30,3	1,8	21,9	12,4	,	2,33	576	77,0	296	1,0	2,8
95 445	33,0	8,5	4,6	28,6	1,7	,	12,6	1,55	,	697	71,4	141 ND	1,0	3,6
115	35,7	8,9	3,5	32,6	1,6	19,8	12,8	1,29		504	103	ND	1,4	2,7
116	41,7	9,4	2,7	36,2	,	22,8	14,5	0,70		1914	83,5	ND	2,2	0,9
6 7	42,0	8,5	4,0	55,4	1,2	,	24,4	0,61		1646	84,6	142	2,4	5,5
	51,9	8,6	4,6	53,7	1,8	31,7	17,3	0,65		1761	101	159	1,7	6,3
8 Dramadia	94,7	6,8	3,7	49,6	2,5	27,6	11,1		1,23	377	79,5	145	2,2	2,8
Promedio	30,9	8,4	3,7	44,5	7,8	25,6	15,0	1,2	2,7	1266	78,8	136	1,5	2,9
	Orujo													
137	28,9	7,9	1,6	43,6	1.7	27,4	16,6	1.20	1,43	359	80,9		1,5	2,2

PolH: polifenoles hidrosolubles; IG: índice de germinación; CCC: capacidad de cambio catiónico; Cfulv: C de ácidos fúlvicos; Chum: C de ácidos húmicos.



PROYECTO POCTEP SYMBIOSIS: PROMOVIENDO EL BIOGAS COMO ENERGÍA RENOVABLE EN ZONAS RURALES DE **ESPAÑA Y PORTUGAL**

María Cruz García-González, David Hernández, Beatriz Molinuevo-Salces, Berta Riaño

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). Ctra. La Coruña, km. 119. Finca Zamadueñas. 47071. Valladolid, España, gargonmi @itacvl.es (M.C. García-González)

Resumen: El área de Cooperación España-Portugal de la Región de Castilla y León y la Región Central de Portugal se caracteriza por una economía basada principalmente en los sectores agrícola y ganadero, con pequeñas producciones de subsistencia, lo que dificulta la fijación de la población de la zona. El proyecto Symbiosis está estrechamente relacionado con la promoción de una economía local con baias emisiones de carbono y resistencia al cambio climático, todo ello a través de la gestión de residuos y la generación de energía renovable. La principal tecnología de valorización y tratamiento de residuos que se utiliza en el proyecto es la digestión anaeróbica de los residuos agroindustriales, obteniendo biogás y un digestato con buenas propiedadescomo fertilizante orgánico. El objetivo de este trabajo es estudiar el potencial de biodegradabilidad de diversos residuos agroindustriales en codigestión con residuos ganaderos, con el fin de promover el uso de esta tecnología en el área de Cooperación España-Portugal. Se presentan dos ensayos en este trabajo: ensayo con marros de café y purín, y ensayo con agua rica en glicerina y purín. Los co-sustratos aportan carbono para mejorar la producción de biogas y el purín aporta nitrógeno, poder tamponador y agua, haciendo que la mezcla sea fácil de manipular en un digestor. Según los resultados obtenidos, la mayor productividad específica de metano para el ensayo de aguas de glicerina-purín porcino fue de 488 mL CH₄ g⁻¹SV, que se consiguió empleando un porcentaje de purín del 97% y una concentración de aguas de glicerina de un 3%. El porcentaje de metano fue del 66%. En el caso del ensayo con marros de café-purín, la mayor producción de metano fue de 342 mL CH₄ g ¹SV para una mezcla del 60% de purín y 40% de marros de café, y una riqueza de metano del 55%.

Palabras clave: Digestión anaerobia, biogas, InterregPoctep, residuos ganaderos

1. Introducción

En este trabajo se presentan algunos de los resultados obtenidos en el proyecto PoctepSymbiosis. Este proyecto está estrechamente relacionado con la promoción de una economía local con bajas emisiones de carbono, y resiliencia al cambio climático, todo a través de la gestión de residuos y la generación de energía renovable. La principal tecnología de valorización y tratamiento de residuos que se utiliza es la digestión anaerobia de las residuos ganaderos y agroindustriales, obteniendo biogás y un digestato para aplicar a los cultivos como fertilizante orgánico. El objetivo de este trabajo es estudiar el potencial de biodegradabilidad de diversos residuos agroindustriales en co-digestión con residuos ganaderos, con el fin de promover el uso de esta tecnología en el área de Cooperación España-Portugal. Se presentan dos ensayos en este trabajo: ensayo con marros de café y purín, y ensayo con agua rica en glicerina y purín.

2. Material y Métodos

2.1. Origen de los co-sustratos.

El purín de porcino se recogió en una granja de la provincia de Salamanca. El fango anaerobio utilizado como inóculo se recogió en la EDAR (estación depuradora de aguas residuales urbanas) de Valladolid. Las aguas ricas en glicerina fueron



proporcionadas por una empresa de producción de biodiesel, y los marros de café por una empresa de producción de café de la provincia de Salamanca.

2.2. Ensayos de biodegradabilidad.

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se llevaron a cabo a 37 ± 0,4 ° C en botellas de 0,57 l con un volumen de líquido total de 300 ml. Se usó una relación sustrato / inóculo de 1 según el contenido de sólidos voláties (SV). Se estudiaron diferentes mezclas, en términos del porcentaje de SV del purín utilizado, en relación con el porcentaje de SV de los co-sustratos. Además, para la determinación de la producción endógena de metano se usaron blancos que solo contenían fango anaeróbico. Las botellas se cerraron y el espacio superior se completó con N₂ para eliminar el O2. La producción de biogás se midió por la sobrepresión en el espacio superior. Todos los experimentos se llevaron a cabo por duplicado y los resultados se expresaron como medias.

2.3. Procedimientos analíticos.

Los sólidos totales (TS) y los sólidos volátiles (SV), se determinaron siguiendo los métodos estándar de APHA (2005). La composición del biogás se analizó utilizando un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A) con un detector de conductividad térmica, utilizando una columna HP-Plot (30 m, 0.53 mm, 40 µm) seguido de una columna HPMolesieve (30 m, 0.53 mm, 50 µm). Se usó helio (7 ml min⁻¹) como gas portador. La temperatura del puerto de invección se ajustó a 250°C y la temperatura del detector fue de 200°C. La temperatura del horno se ajustó a 40°C durante 4 minutos y luego aumentó a 115°C durante 1 minuto y 45 segundos.

3. Resultados y Discusión

3.1. Ensayo de purín de cerdo y glicerina

El objetivo de este ensayo ha sido estudiar la co-digestión de purín porcino con aguas de glicerina procedentes de la producción de biodiesel. Para ello, se llevó a cabo la co-digestión empleando concentraciones crecientes de glicerina hasta alcanzar el 10% en volumen. El ensayo se llevó a cabo durante 34 días. Para optimizar dicha co-digestión se estudió la influencia de la concentración inicial de sustrato y el porcentaje de glicerina sobre la producción de metano y la eliminación de sólidos volátiles.

La Fig. 1 muestra la producción acumulada de metano durante el ensayo para todos los tratamientos, pudiendo observarse una producción de metano por gramo de SV mayor en aquellos ensayos donde las concentraciones de glicerina se encontraban al 3%.



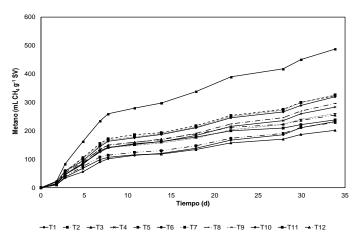


Figura 1. Metano acumulado para los ensayos T1-T12 (los diferentes tratamientos se describen en la Tabla 5).

Como se observa en la Tabla 1, la mayor productividad específica de metano fue de 488 mL CH₄ g⁻¹SV, que se consiguió empleando un porcentaje de purín porcino del 97% y una concentración de aguas de glicerina de un 3% (T6). El porcentaje de metano se situó entre el 71% y el 62% para todos los ensayos.

Los resultados de la Tabla 1 muestran como al incrementar la concentración de glicerina, se produce una cierta inhibición de la producción de metano debido probablemente a la elevada biodegradabilidad de la glicerina, lo que provoca que al incrementar la cantidad de glicerina por encima de 3% la productividad disminuya.

Las diferencias observadas en el porcentaje de metano son escasas (inferiores a un 10%) debido a que el porcentaje de purín aportado a la co-digestión fue siempre muy elevado (superior al 90%); sin embargo, se puede apreciar una disminución de la concentración de metano al aumentar la concentración de glicerina. Las producciones de metano acumulado son inferiores a las observadas en la bibliografía consultada, siendo lo más habitual valores que ronden los 300 mL/g SV o superiores. Ello puede ser debido a la presencia de algún inhibidor no identificado o a una gran presencia de ácidos grasos volátiles (AGVs) especialmente al aumentar la concentración de glicerina por encima del 3%.

Tabla 5. Mezclas de purín de cerdo y aguas ricas en glicerina para la realización de los ensavos de co-digestión. Producción y porcentaje de metano en el biogás.

Tratamiento	Estiércol añadido (SV del total de SV _{añadido}) [%]	Aguas de glicerina (SV del total de SV _{añadido}) [%]	Producción de metano [mL CH₄/g SV _{añadido}]	Metanoen el biogas[%]
T1	100,0	0	232,7	70,9
T2	99,0	1,0	229,4	69,6
T3	98,5	1,5	201,8	69,2
T4	98,0	2,0	283,7	69,7
T5	97,5	2,5	323,7	66,3
T6	97,0	3,0	487,7	66,3
T7	96,5	3,5	326,7	66,2
T8	96,0	4,0	296,3	66,5
T9	95,0	5,0	260,5	66,9
T10	94,0	6,0	319,9	65,6
T11	92,0	8,0	238,5	62,3
T12	90,0	10,0	255,5	62,7



3.2. Ensayo de co-digestión de purín porcino y marro de café

El objetivo de este ensayo ha sido estudiar la co-digestión de purín porcino y marro de café. El marro de café es un residuo cuya composición química varía enormemente y es altamente dependiente del proceso utilizado para la extracción del café tal, y como indican Aboueleinen y col., 2014 y Kim y col., 2017. Teniendo en cuenta que el estudio pretende simular la co-digestión en una planta real de digestión anaerobia, se considera que lo más adecuado es plantear las mezclas purín-marro de café en peso fresco. De este modo se seleccionaron las siguientes mezclas en peso fresco: T1 (60% purín/40% marro); T2 (50% purín/50% marro) y T3 (40% purín/60% marro).

La mayor producción de metano por gramo de SV se alcanzó en la mezcla T1, con una producción de 342 mL CH₄/g SV y una riqueza de metano en torno al 55% en todos los ensayos realizados.

Como se puede observar en la Fig. 2, la mayor parte de la producción de metano se produjo durante los primeros 30 días, si bien, el ensayo se realizó por un total de 69 días. Ello es debido a que el objetivo de este ensayo era determinar la máxima producción de metano que se puede obtener a partir de estos residuos. Asimismo, las diferencias observadas en el potencial metanogénico entre las tres muestras (Tabla 2) son inferiores a un 10% de producción, por lo que en una planta real se podría utilizar cualquiera de las mezclas estudiadas, ya que las diferencias productivas no son importantes.

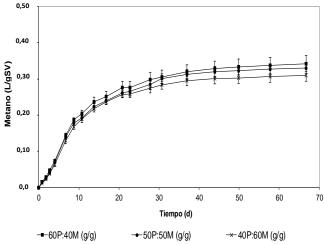


Figura 2. Metano acumulado: T1 (60% purín/40% marro); T2 (50% purín/50% marro) y T3 (40% purín/60% marro). Las barras indican la desviación estándar entre las réplicas.

Tabla 2. Producción de biogas y riqueza en metano. Se muestran las desviaciones estándar

			ón de biogás gas g SV ⁻¹	•	,, ieza ₁ (%)	Potencial metanogénico mL CH4 g SV ⁻¹		
-		Media	STD	Media	STD	Media	STD	
	T1	657	0,09	56	1,20	342	0,04	
	T2	654	0,06	55	1,90	330	0,03	
	T3	599	0,06	55	1,90	310	0,03	

4. Conclusiones

Teniendo en cuenta que estos ensayos se han realizado como estudios previos para determinar su viabilidad como co-sustratos en una planta de biogas a gran escala, se concluye: 1) que la mayor productividad específica de metano para el ensayo de aguas de glicerina-purín porcino fue de 488 mL CH₄ g⁻¹ SV, para la mezcla



de 97% de purín y el 3% de aguas de glicerina; con un % de metano del 66%. 2) La mayor productividad de metano del ensayo con marros de café-purín fue de 342 mL CH₄ g⁻¹ SV para una mezcla del 60% de purín y 40% de marros de café, con una riqueza de metano del 55%. 3) Ambos residuos, aguas de glicerina y marros de café, se pueden utilizar como co-sustratos en una planta real de biogas; sin embargo, en caso de utilizar aguas de glicerina habría que controlar la cantidad de ácidos grasos volátiles para evitar problemas de inhibición del proceso.

5. Bibliografía

- Abouelenien, F., Namba, Y., Kosseva, M.R., Nishio, N. and Nakashimada, Y. (2014). Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. Bioresour. Technol. 159, 80-87.
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edn. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Kim, J., Kim, H., Baek, G. and Lee, C. (2017). Anaerobic co-digestion of spent coffee grounds with different waste feedstocks for biogas production. Waste Manage. 60, 322-328.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el programa de la UE INTERREG V-A España – Portugal (POCTEP) 2014-2020, Proyecto 0340-Symbiosis-3-E.



REVALORIZACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA DE LA SIDRA: EFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE COMPUESTOS ANTIOXIDANTES EN LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Berta Riaño^{1*}, Beatriz Molinuevo-Salces¹, Susana Simal², Cristina Reche², Isabel González-García¹, María Cruz García-González¹.

¹Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). Ctra. Burgos, km. 119. Finca Zamadueñas. 47071, Valladolid, España; ²Departamento de Química, Universidad de Islas Baleares. Ctra. Valldemossa km 7.5, 07122. Palma de Mallorca, España riairabe@itacvl.es (B. Riaño)

Resumen: La producción anual de sidra en España alcanza los 72 millones de litros (INE, 2001). La magaya es un subproducto sólido obtenido después del prensado de la manzana durante la producción de sidra, y 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. Aunque este subproducto se utiliza tradicionalmente para la alimentación animal, el incremento en su generación junto con la desaparición de un alto porcentaje de las explotaciones ganaderas de pequeño tamaño, obliga a buscar nuevas alternativas para su valorización. En este estudio se evaluó el efecto de la extracción previa de polifenoles en el potencial de producción de biogás a partir de magaya. Para la extracción de los polifenoles se empleó un sistema de sonda ultrasónica utilizando como disolvente una mezcla de etanol - aqua. La producción específica de metano para la magaya tras la extracción de polifenoles fue de 216 mL CH₄ por gramo de sólido volátil (SV) añadido, sin observarse diferencias significativas en comparación con el obtenido para la magaya sin la extracción de estos compuestos (204 mL CH₄ g SV⁻¹). Por lo tanto, el proceso de extracción de polifenoles no afecta negativamente en la subsiguiente digestión anaerobia, lo que permitiría una revalorización secuencial de los residuos de manzana.

Palabras clave: Magaya, biogás, polifenoles.

1. Introducción

El Plan Nacional Integral de Residuos de España (PNIR) fomenta reducir la cantidad de residuos destinados a vertedero, en especial la fracción orgánica biodegradable, de cara a un mejor aprovechamiento de los recursos y a la reducción de su impacto ambiental (MAGRAMA, 2012). En este contexto, el proyecto INIA REVAL propone el desarrollo y mejora de procesos y tecnologías para la valorización integral de subproductos hortofrutícolas, entre ellos los procedentes de la industria del procesado de manzana.

La magaya es un subproducto sólido obtenido después del prensado de la manzana durante la producción de sidra y está formado principalmente por pulpa, piel, pepitas y algunos pedúnculos. Este subproducto se ha usado tradicionalmente para la alimentación animal, sin embargo, el incremento en su generación junto con la desaparición de un alto porcentaje de las explotaciones ganaderas de pequeño tamaño, obliga a la búsqueda de nuevas alternativas de valorización.

La magaya es considerada como una fuente valiosa de antioxidantes naturales, siendo los polifenoles de los más interesantes (Fermoso y col., 2018). Estos compuestos presentan importantes beneficios para la salud debido principalmente a sus propiedades anticancerígenas y de protección del sistema cardiovascular. Por lo tanto, su extracción presenta un gran interés económico pero habitualmente requiere procesos con un alto consumo energético. Por su parte, la digestión anaerobia tiene como principal ventaja la producción de biogás que puede ser utilizado como fuente de



energía para el proceso de extracción de compuestos. Sin embargo, los polifenoles presentes en gran parte de los subproductos de la fruta además de presentar importantes propiedades beneficiosas para la salud, tienen actividad antimicrobiana lo cual podría inhibir la digestión anaerobia (Wikandari y col., 2015). Por lo tanto, la extracción previa de estos compuestos podría mejorar la producción de biogás a partir de magaya, como ha sido demostrado en el caso de la digestión anaerobia de residuos de aceitunas y residuos vitivinícolas (Borja y col., 1992; Borja y col., 1993). De esta manera, la combinación de una primera fase de extracción de compuestos de alto valor añadido y una segunda fase de digestión anaerobia, podría ser un enfoque de biorefinería muy interesante para la valorización de subproductos hortofrutícolas.

El objetivo de este trabajo es estudiar el potencial metanogénico de la magaya tras la extracción de polifenoles para evaluar la valorización integral de este subproducto.

2. Material y Métodos

2.1. Origen de los sustratos e inóculo

La magaya fue proporcionada por elServicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario de Asturias (SERIDA). Esta biomasa fue secada a 60°C, molida y tamizada, obteniendo un tamaño final de partícula de entre 0.5 y 1 mm y utilizada tanto para la extracción de polifenoles como para el ensayo de digestión anaerobia. Se utilizó fango anaerobio de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Valladolid como inóculo para los ensayos de digestion anaerobia.

2.2. Extracción de polifenoles

Antes de proceder a los ensayos de digestión, se llevó a cabo la extracción de los polifenoles de la magaya, asistida acústicamente por un sistema de sonda ultrasónica (UP400S, HielscherUltrasoundTechnology, Alemania) a 55 ± 5 Hz de frecuencia acústica, 44 W cm⁻² de densidad de potencia acústica y ciclos de 0.5 s. La extracción se llevó a cabo en un reactor de vidrio de doble capa (0.50 L de capacidad), manteniendo la temperatura a 40 ± 1°C con recirculación mediante una bomba peristáltica (VitaTech 600, Vitakraft, Alemania), de una solución de etilenglicol al 50% (v/v) desde un depósito equipado con una unidad de enfriamiento (Frigedor, JP Selecta, España). Como disolvente de extracción se utilizó una mezcla etanol-agua (1: 4) en proporción de 1:30 (p / v) siendo el volumen total de extracción de 0.30 L. Después de la extracción, el contenido total del reactor se centrifugó (2500 g, 15 min) siendo la parte sólida, seleccionada para los ensayos de digestión.

2.3. Determinación del potencial metanogénico

La determinación del potencial metanogénico se llevó a cabo en botellas con un volumen total de 0.57 L. El volumen de trabajo usado fue de 0.20 L, permitiendo un espacio para gas de aproximadamente 0.37 L. Se utilizó fango anaerobio como inóculo, con una concentración de 11.7 g SV kg⁻¹. La magaya original tenía una concentración de sólidos totales (ST) y SV de 923 y 910 g kg⁻¹, respectivamente. La magaya a la que previamente se habían extraído los compuestos antioxidantes tenía una concentración de ST y SV de 910 y 901 g kg⁻¹, respectivamente. En cada botella se añadieron 100 g de inóculo y 1.3 g de magaya, alcanzando una proporción sustrato (S_o)/inóculo (X_o) de 1, expresado como g SV g SV⁻¹. Para la determinación de la producción de metano endógena, se prepararon blancos que contenían solo inóculo. Cada ensayo se repitió por triplicado, usando el método de Molinuevo-Salces y col. (2013). El espacio de cabeza fue burbujeado con N_2 para asegurar condiciones anaerobias. Después las botellas se colocaron en un incubador a 36.5 °C y se proporcionó agitación con un agitador orbital. El tiempo de incubación fue de 40 días.



El volumen de biogás producido se determinó mediante la medida de la presión en el espacio de cabeza en cada botella (Colleran y col., 1992). La composición del biogás se analizó una vez por semana. Se calculó el rendimiento específico de producción de metano, expresado como mL de CH₄ por gramo de SV añadido.

2.4. Método de análisis

Los polifenoles totales se analizaron espectrofotométricamente siguiendo el método de FolinCiocalteu, de acuerdo con Eim y col. (2013). El análisis de ST y SV se realizó de acuerdo al Método Normalizado APHA (2005). La composición del biogás se midió con un cromatógrafo de gases (Agilent 7890A). El análisis estadístico de los datos se realizó usando ANOVA (p < 0,05).

3. Resultados y Discusión

La concentración de polifenoles totales, expresada como mg de ácido gálico equivalente (AGE) por 100 g de magaya seca, fue de 670 ± 90 mg en 100 g en la muestra de magaya original. Tras someterlo al proceso de extracción, el subproducto resultante presentaba un contenido en polifenoles de 190 ± 10 mg en 100 g, por lo que la eficacia del proceso de extracción fue de un 72%.

La producción específica de metano para la magaya tras la extracción de polifenoles fue de 216 ± 19 mL CH₄ g SV⁻¹ (Figura 1), sin observarse diferencias significativas (p = 0.22) en comparación con el obtenido para la magaya seca sin la extracción de estos compuestos (204 ± 13 mL CH₄ g SV⁻¹). Tampoco se encontraron diferencias significativas en el contenido de metano en el biogás que fue de 45.0 ± 1.3% en la digestión anaerobia de magaya original y de 44.4 ± 0.8% para la magaya tras la extracción de polifenoles. Estos valores son similares a los obtenidos por Kafle y col. (2013) en la evaluación del potencial metanogénico de residuos de manzana. Sin embargo, resultan bajos si se comparan con el potencial metanogénico de otros residuos de fruta como la piña o el kiwi con un rendimiento de hasta 413 mL g SV-1 (Fermoso y col., 2018). Estas diferencias pueden atribuirse a los diferentes contenidos de fibra o carbohidratos.

Por otro lado, los resultados de este estudio indican que los polifenoles presentes en la magaya no inhiben el proceso de digestión anaerobia. Asimismo, la extracción de compuestos utilizando ultrasonidos no actúa como un pretratamiento del sustrato que mejore la biodegradabilidad, ya que la producción específica de metano no se incrementa. Pero tampoco actúa en detrimento del proceso, ya que la producción de metano es muy similar a la de la magaya seca no procesada. La combinación de ambas tecnologías permitiría la valorización secuencial de los subproductos de la industria sidrera, mejorando el balance económico y energético de los procesos individuales.



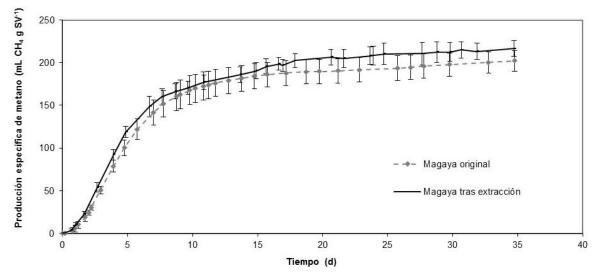


Figura 1. Rendimiento de producción de metano para la magaya original y tras la extracción de polifenoles (valor medio de tres réplicas).

4. Conclusiones

Se puede concluir que la extracción de polifenoles de la magaya utilizando ultrasonidos no influye en la posterior producción de metano, lo que permitiría una valorización secuencial de este subproducto de la industria de la sidra.

5. Bibliografía

- APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.
- Borja, R., Martín, A., Maestro, R., Alba, J., Fiestas, J.A., 1992. Enhancement of the anaerobic digestion of olive mil wastewater by the removal of phenolic inhibitors. ProcessBiochemistry, 27, 4, 231-237.
- Borja, R., Martín, A., Maestro, R., Luque, M., Duran, M.M., 1993. Enhancement of the anaerobic digestion of wine distillery wastewater by the removal of phenolic inhibitors. Bioresour. Technol. 45, 2, 99-104.
- 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. WaterSci. Technol. 25, 31–40.
- Eim, V.S.; Urrea, D.; Rosselló, C.; García-Pérez, J. V; Femenia, A.; Simal, S. 2013. Optimization of the Drying Process of Carrot (Daucus carota v. Nantes) on the Basis of Quality Criteria. Dry. Technol. 31, 951-962
- Fermoso, F.G., Serrano, A., Alonso-Fariñas, B., Fernández-Bolaños, J., Borja, R., Rodriguez-Gutierrez, G., 2018. Valuable Compound Extraction, Anaerobic Digestion, and Composting: A Leading Biorefinery Approach for Agricultural Wastes. J. Agric. Food. Chem., 66, 8451-8468.
- Kafle, G.K. and Kim, S.H., 2013. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: batch and continuous operation. Appl. Energ. 103, 61-72.
- 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].



- Molinuevo-Salces B., Gómez X., Morán A., García-González M.C., 2013. Anaerobic codigestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. Waste Manage.33 (6),1332-1338.
- Wikandari, R., Sari, N.K., A'yun, Q. et al. Effects of Lactone, Ketone, and Phenolic Compounds on Methane Production and Metabolic Intermediates During Anaerobic Digestion. ApplBiochemBiotechnol 175, 1651-1663 (2015).

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto FEDER-INIA: RTA 2015-00060-C04-C01.



VALORIZACIÓN MEDIANTE COMPOSTAJE DE LODOS DE DEPURADORA Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS PARA SU **USO COMO FERTILIZANTE FOSFORADO**

Ma Remedios Albiach¹, Pedro Rojo², Gloria Fayos², Tatiana Montoya¹, Isabel Castro¹

¹Global Omnium Medioambiente, S.L., Gran Vía Marqués del Turia, 17 bajo drcha., 46005 Valencia, ²Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia, mremalvi @globalomnium.com

Resumen: Los lodos de depuración, que contienen grandes cantidades de fósforo, pueden cubrir parte de la demanda de abonos fosfatados sustituyendo a los fertilizantes minerales, que son la principal fuente de cadmio en los suelos agrícolas y además son limitados.

El objetivo del trabajo fuela valorización de lodos y residuos agroalimentarios mediante compostaje generando productos que puedan ser utilizados en agricultura o jardinería. Para ello se desarrollaron seis pilas de compostaje a las que se añadió, en la fase de maduración, azufre elemental (S°) en diferentes proporciones para facilitar la asimilación del fósforo durante su uso como fertilizante. El proceso de compostaje se desarrolló normalmente dando lugar a unos compost que presentaron unas características con las que podrían ser considerados como productos fertilizantes clase B (RD 999/2017), pero cuya alta salinidad, en el caso de los compost a los que se les añadió S°, los relega a un uso más limitado, debiéndose evitar en semilleros y plantas jóvenes. Los compost serán posteriormente evaluados con ensayos agronómicos y ecotoxicológicos.

Palabras clave: compost de lodos, valorización, índice de germinación, fósforo, fitotoxicidad

1. Introducción

Los residuos procedentes de la actividad humana se generan cada vez en mayor cantidad, por lo que, para una gestión sostenible, deben ser reutilizados, valorizados o reciclados.

En el tratamiento de depuración de las aguas residuales se generan lodos, que deben ser gestionados. Las tendencias legislativas europeas (EC, 2010) van encaminadas a exigir su tratamiento antes de ser aplicados al suelo, por lo que el compostaje es una buena vía para su gestión y reciclaje. Los lodos contienen grandes cantidades de fósforo que podrían cubrir el 20-30 % de la demanda de abonos fosfatados de la UE (CE, 2016). El fósforo es un elemento indispensable para los cultivos, pero es un recurso limitante y finito. Además, los fertilizantes inorgánicos fosforados pueden contener cadmio en elevadas concentraciones que puede entrar en la cadena trófica. Por ello, se genera la necesidad de buscar alternativas a estos fertilizantes planteándose la generación de compost usando los lodos ricos en fósforo como una solución sostenible.

Así, el objetivo del presente trabajo fue la obtención de compost que puedan ser utilizados como fertilizante fosfatado en agricultura y jardinería, a partir de lodos de depuradora y residuos agroalimentarios, añadiendo en la etapa de maduración azufre elemental (S°) para favorecer la asimilación del fósforo por parte de las plantas. Los serán posteriormente evaluados ensayos agronómicos compost con ecotoxicológicos.

2. Material y Métodos

En el montaje de las pilas se utilizó como residuo principal lodo de depuradora (L) y como residuos complementarios, residuos agroalimentarios de cercanía: raspajo de



uva (RU), restos del destrío de frutas (RF) y serrín (S) procedente del procesado de madera de chopo, cuyas características principales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de los residuos utilizados y de las mezclas iniciales

		111	iciaics.			
Parámetro	L	RU	S	RF	Línea sin	Línea con
					restos fruta	restos fruta
% Humedad	83,2	57,4	7,62	82,7	56,8	62,5
pH (1:5)	5,9	8,3	5,4	3,8	6,8	6,3
CE (1:5) (dS m ⁻¹)	9,27	6,62	0,60	3,82	4,75	4,96
MOT (%)	82,8	88,8	99,3	94,7	92,6	93,1
CO (%)	37,1	39,7	44,4	42,4	41,4	41,6
NT (%)	7,48	1,63	1,14	1,09	2,45	2,25
P_2O_5 (mg kg ⁻¹)	32500	3650	460	2580	8440	8800
K_2O (mg kg ⁻¹)	5990	53800	1250	12400	23200	18500

Se establecieron seis pilas de compostaje de 5000 kg cada una, tres de ellas con lodo, raspajo de uva y serrín (43% L, 36% RU, 21% S, en peso fresco) y tres en las que además se incluyeron restos de fruta (40% L, 30% RU, 20% S, 10% RF, en peso fresco). Tenemos, por tanto, dos líneas, una sin restos de fruta (C1, C2, C3) y otra con restos de fruta (C4, C5, C6), cuyas características se muestran en la Tabla 1.

Las pilas, de forma piramidal, fueron volteadas regularmente, manteniendo la humedad por encima del 40% y controlando la temperatura en continuo durante todo el proceso. El S° se añadió a las pilas en la etapa de maduración (0%: C1 y C6; 0,5%: C2 y C4; 1%: C3 y C5), dándose por finalizado el proceso 220 días después de su inicio.

Se realizaron 8 muestreos, determinándose: humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MOT), C orgánico oxidable, N, P, K, Mg, Mn, Na, Fe, Ca, Zn, Cu, Cd, Cr, Cr (VI), Ni, Pb y Hg. Además, al inicio y final del compostaje se determinaron el contenido de Salmonella y E. coli. Los parámetros fueron analizados según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1986), la determinación de Salmonella según el método UNE EN-ISO 6579 y la de E. coli según el método UNE EN-ISO 16649. También se estudió el índice de germinación (IG) en las muestras inicial (t=0 d), tres (t=59 d), previa a la adición de S° (t=157 d) y final (t=220 d) según el método de Zucconi y col. (1981).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución del proceso de compostaje

Tras el montaje, las pilas alcanzaron rápidamente temperaturas elevadas, llegando casi a los 80 °C en los primeros 15-20 días (Figura 1). Se mantuvieron temperaturas por encima de los 55 °C durante más de 60 días, lo que garantiza su higienización, ya que se recomienda que esté por encima de 55 °C durante 15 días o por lo menos 5 días consecutivos (EPA, 2003).

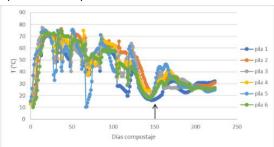


Figura 1. Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje. La flecha indica el momento de la aplicación del azufre en las pilas correspondientes.



Las pilas mantuvieron valores de pH (Figura 2a) cercanos a la neutralidad hasta que se les añadió el Sº a las pilas correspondientes, tras ello se produjo un descenso del pH de alrededor de una unidad en las que se añadió menor cantidad y algo más de una unidad en las que se les añadió mayor cantidad, lo cual está de acuerdo con lo observado por Roig y col. (2004).

La CE de las mezclas (Figura 2b) se mantuvo en valores similares a lo largo del proceso, dando lugar a un claro incremento de la conductividad en las pilas tras la adición del S°. Este incremento también está descrito en Bustamante y col. (2016), aunque en su caso el incremento fue menor.

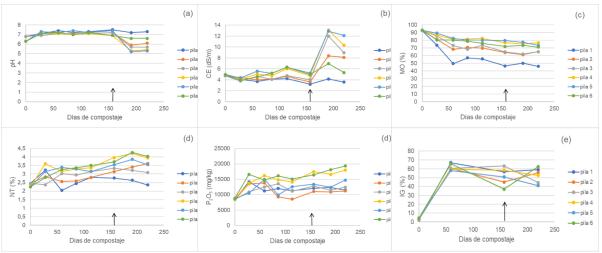


Figura 2. Evolución de los principales parámetros durante el proceso de compostaje. La flecha indica el momento de la aplicación del azufre en las pilas correspondientes.

El contenido de MOT (Figura 2c) disminuyó a lo largo del proceso, debido a su degradación, dando valores bastante similares entre sí, a excepción de la pila 1 que siempre dio valores por debajo del resto. El contenido de N (Figura 2d) aumentó en todas las pilas por efecto de la concentración (Bernal y col., 2009), a excepción de la pila 1 que se mantuvo con ciertas oscilaciones en valores similares a los del inicio. El contenido de P (Figura 2e) aumentó con alguna fluctuación en todas las pilas a lo largo del proceso.

El IG (Figura 2e) varió desde valores iniciales muy bajos, cercanos a cero, hasta valores algo superiores a 40 para los compost 1% S°, lo cual nos indica alta fitotoxicidad, quizás debido a los valores de CE y/o la presencia de compuestos fitotóxicos, a valores cerca del 55% en el caso de los compost 0,5%S° y de alrededor del 60% en los que no se añadió S°. lo que indica moderada fitotoxicidad.

3.2. Calidad de los compost obtenidos

Los compost obtenidos (Tabla 2) mostraron valores de pH cercanos a la neutralidad en C1 y C6 (0% S°), mientras que, a los que se les añadió S°, tuvieron valores un poco más ácidos. La CE de los compost estuvo por encima de lo recomendado para su uso en agricultura, excepto en el compost C1, lo que apunta a que tanto la adición de S° como la adición de restos de fruta afectaron al pH de los compost.



Tabla 2. Principales características de los compost obtenidos.

Parámetro	C1	C2	C3	C4	C5	C6
pH (1:5)	7,3	6,1	5,7	5,4	5,3	6,6
CE (1:5) (dS m ⁻¹)	3,58	8,10	8,94	10,3	12,1	5,32
MOT (%)	45,9	65,0	65,1	76,6	43,5	70,9
NT (%)	2,36	3,61	3,09	3,94	3,55	4,03
C/N	8,71	8,06	6,2	8,71	9,94	7,87
P_2O_5 (mg kg ⁻¹)	11400	11200	12400	18000	14700	19300
K_2O (mg kg ⁻¹)	15200	17400	18400	24100	30200	22700

El contenido de MOT en los compost estuvo por encima del mínimo requerido para los productos fertilizantes por el RD 999/2017, con valores similares a los encontrados por Paredes y col. (2001) en sus compost de lodos y algo inferiores a los de Bustamante y col. (2009). El contenido de N de los compost está por encima de los valores medios típicos de un compost (García-Serrano y col., 2010). Los compost que a los que se les añadieron restos de frutas tuvieron mayor contenido de P, aunque menos que los mostrados por Pérez y Moreno (2009). El contenido de metales pesados ha sido más bajo que el descrito por Pérez y Moreno (2008) (datos no mostrados).

4. Conclusiones

El proceso de compostaje dio lugar a compost que por sus características podrían ser considerados como productos fertilizantes clase B (RD 999/2017), pero cuya alta salinidad, en el caso de los compost a los que se les ha añadido S°, los relega a un uso más limitado, debiéndose evitar en semilleros y plantas jóvenes. Con posterioridad se realizarán las evaluaciones agronómica y ecotoxicológica que nos darán mayor conocimiento sobre las posibles limitaciones, así como de la disponibilidad del P contenido en los 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. Bioresour. Technol. 100, 5444-5453.
- Bustamante M.A., Paredes C., Morales J., Mayoral A.M., Moral, R., 2009. Study of the composting process of winery and distillery wastes using multivariate techniques. Bioresour. Technol. 100, 4766-4772.
- Bustamante M.A., Ceglie F.G., Aly A., Mihreteab H.T., Ciaccia C., Tittarelli F., 2016. Phosphorus availability from rock phosphate: Combined effect of green waste composting and sulfur addition. J. Environ. Manage. 182, 557-563.
- CE, 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. COM(2016) 157 final. 2016/0084 (COD).
- EC, 2010. Working Document on Sludge and Biowaste. European Comission. Brussels 21 sept 2010.
- Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EnvironmentalProtection Agency, USA. EPA625-R-92-013.
- García-Serrano P., Ruano S., Lucena J.J., Nogales J.M., 2010. Abonos y materias orgánicas. En: Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos de España. S. Ruano Criado (coord.). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. pp. 41-50.
- MAPA, 1986. Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.



- Paredes C., Bernal M.P., Roig A., Cegarra J., 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. Biodegradation 12, 225-234.
- Pérez, M.D., Moreno, J. 2008. Residuos urbanos. En: J. Moreno, R. Moral, (Eds.) Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 467-488.
- RD 999/2017, 2017. Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.
- Roig A., Cayuela M. L., Sánchez-Monedero S.A., 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. Chemosphere 57, 1099-1105.
- UNE EN-ISO 6579, 2003. Microbiología de los alimentos para consumo humano y alimentación animal. Método horizontal para la detección de Salmonella ssp.
- UNE EN-ISO 16649, 2005. Microbiología de la cadena alimentaria. Método horizontal para la enumeración de Escherichiacoli beta-glucuronidasa positiva. Parte 3: Detección y técnica del NMP utilizando 5-bromo-4-cloro-3-indol beta-D-glucoronato.
- Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M., 1981. Evaluating toxicity in inmature compost. Biocycle 22, 54-57.

6. Agradecimientos

A la Agència Valenciana de la Innovació (Generalitat Valenciana) por la financiación del proyecto "Evaluación y optimización del compost de lodos de EDAR y residuos agroalimentarios como fertilizante fosforado" (INNCAD00/19/006).

A la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) de la Comunidad Valenciana, adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática Transición Ecológica (Generalitat Valenciana) propietaria de la EDAR de Requena (Valencia).



GESTIÓN INTEGRADA DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS CITRÍCOLAS ECOLÓGICOS MEDIANTE CO-COMPOSTAJE EN **VILA-REAL (CASTELLÓN)**

Ana García-Rández¹, Ma Teresa Fernández-Suárez¹, Aurelia Pérez-Espinosa¹, María Ángeles Bustamante¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante) Correo electrónico: angarran @hotmail.com

Resumen: La Comunitat Valenciana es líder en la producción nacional de cítricos con 4,05 millones de toneladas, en la campaña 2018/2019, lo que supone el 52,8% de la producción nacional (Generalitat Valenciana, 2019). Paralelamente, la superficie dedicada a la producción ecológica certificada en la Comunitat Valenciana ha aumentado un 18,6% durante 2018. En este escenario la gestión integrada mediante co-compostaje de los residuos y subproductos orgánicos citrícolas constituye una fuente de beneficios ecosistémicos y económicos. El presente trabajo pretende aprovechar los recursos contenidos en los materiales residuales de la producción citrícola ecológica mediante compostaje. Para ello se ha realizado una caracterización de las materias primas disponibles (restos de poda y destrío de frutos) y se ha estudiado la viabilidad del co-compostaje de las mismas junto con estiércoles de procedencia local. Así mismo, se ha determinado el potencial agronómico de los compost obtenidos como enmienda orgánica en el cultivo de cítricos. El seguimiento de la evolución térmica ha permitido asegurar el cumplimiento de los requisitos de higienización exigidos en el Reglamento (UE) 2019/1009 sobre la puesta a disposición en el mercado de productos fertilizantes. El análisis de las diferentes propiedades fertilizantes y cualitativas del producto final indicaron que ambos compost poseen valor fertilizante medio, ausencia de compuestos fitotóxicos y catalogación como Clase A respecto a contenido en metales pesados.

Palabras clave: Citricultura, compost, destrío, poda.

1. Introducción

La provincia de Castellón representa un 21,9% de la superficie dedicada a la producción de cítricos en la Comunitat Valenciana constituyendo el principal cultivo de la provincia con 35.062 ha cultivadas (Generalitat Valenciana, 2018). Dadas las particularidades orográficas y edafoclimáticas de la provincia el cultivo del cítrico posee gran relevancia social y económica.

Diferentes motivos fitopatológicos, climáticos y de manejo tanto en campo como en almacén producen una merma en la calidad de los frutos. Debido a esto una parte de la producción no se comercializa y constituye el denominado destrío, subproducto orgánico que se destina principalmente a la transformación industrial y la alimentación animal. 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. En este sentido el destrío constituye una potencial fuente de materia orgánica fundamental en el ciclo productivo agroecológico, donde el aprovechamiento integral de los recursos es prioritario y decisivo para su viabilidad.

En este contexto, el compostaje se presenta como una alternativa de gestión y valorización sencilla técnicamente que convierte este subproducto en una enmienda orgánica potencialmente apta para su uso en agricultura, a través de su estabilización, eliminación de efecto fitotóxico y equilibrio de su relación C/N. El compost elaborado con residuos de cítricos puede ser utilizado como abono orgánico o sustrato en la



producción de cultivos sin que haya un riesgo de acidificar el suelo de acuerdo al pH y los demás resultados alcanzados (De Luna-Vega y col., 2015).

El presente trabajo pretende caracterizar los distintos subproductos orgánicos de una empresa citrícola: destríos y poda y los estiércoles disponibles a escala local, además de estudiar su compostabilidad analizando la evolución de dos procesos de compostaje simultáneos, así como el valor fertilizante y calidad de los compost obtenidos en cada uno de ellos.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales de partida

El destrío de frutos cítricos y los restos de poda objeto de este estudio se obtuvieron de la empresa productora y comercializadora de cítricos ecológicos BioproductsSpain de Vila-real, Castellón.

Debido a las características ácidas de los frutos cítricos, su elevado contenido en materia orgánica total (MOT), una relación C/N no adecuada para iniciar procesos de compostaje y la presencia de polifenoles hidrosolubles en cantidades muy elevadas, su compostaje en solitario se hace inviable. Para obtener una mezcla inicial equilibrada y siguiendo criterios de proximidad y disponibilidad se utilizó estiércol de caballo y oveja procedente de explotaciones en semi-extensivo de la misma localidad y como elemento estructurante se incorporaron restos de poda obtenidos en campo. Las características físico-químicas de cada uno de estos materiales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de los 4 ingredientes utilizados (s.m.s.)

	H (%)	DA (kg/L)	р Н	CE (dS/m)	MO T (%)	NT (%)	CT (%)	Relació n COT/N	P (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)	PF (mg/K g)
DES T	82, 8	0,53 1	3, 9	3,1	96,1	1,0	41,	41,8	1,1	13,4	1,7	19.476
POD A	30, 3	0,09 5	6, 1	2,3	92,3	1,0	45, 3	45,3	0,9	6,7	0,7	8.539
EST1	51, 8	0,24 5	8, 6	9,6	75,2	2,2	38, 6	17,6	4,3	44,6	15,4	6.564
EST2	35, 3	0,14 8	8, 1	11,2	73,2	1,9	31, 9	16,7	5,3	42,4	15,3	6.134

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; DEST: Destrío de frutos cítricos; PODA: restos de poda y hoja de cítricos; EST1: estiércol de oveja; EST2: estiércol de caballo.

2.2. Diseño del sistema de compostaje

La técnica de compostaje utilizada fue la de pilas abiertas con forma troncocónica aireadas mediante volteos periódicos con pala volteadora. Las pilas se ubicaron en una parcela agrícola propiedad de la empresa sobre estructura plástica impermeabilizante para control de posibles lixiviados. La composición de cada una de las pilas (GVA129 y GVA130) con los porcentajes de cada uno de los materiales que las integran se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Composición de las mezclas ensayadas en kg (% s.m.f).

PILA	DEST	PODA	EST1	EST2
GVA 129	1.221(53,1%)	342 (14,9%)	735 (32%)	-
GVA 130	1.035 (56,7%)	256 (14,1%)	-	532 (9,2%)



DEST: Destrío fruto cítrico; PODA: Poda y hoja cítrico; EST1: Estiércol de oveja EST2: Estiércol de

Durante la etapa bioxidativa del proceso se tomó la temperatura en días alternos en cuatro puntos del interior de las pilas mediante sonda de temperatura y se realizaron 4 volteos. La humedad se controló para adecuarla al rango optimo 50-60% mediante riegos puntuales.La duración de la fase bioxidativa para ambas pilas fue de 136 días seguidos de 53 días de maduración.

Se realizaron 3 muestreos: M1, start-up o mezcla inicial; M2, final fase bio-oxidativa (datos no mostrados); M3, madurez. En estas muestras se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MOT), carbono orgánico total (COT), pérdida de materia orgánica, relación COT/NT, nutrientes NPK y Na, polifenoles hidrosolubles (WSPol) mediante el método modificado Folin-Ciocalteu en un extracto de agua 1:20 (p / v), según Bustamante y col. (2008). La fitotoxicidad del compost se evaluó con el índice de germinación (IG), utilizando semillas de Lepidiumsativum L. (Zucconi y col., 1981). Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), segúnVico v col. (2018).

3. Resultados y Discusión

Las Figuras 1 y 2 muestran los perfiles térmicos de los dos procesos de compostaje durante la fase bioxidativa. En la gráfica también aparecen los volteos realizados durante el proceso, la toma de muestra y el índice EXI2 acumulado. Se observa que en las dos pilas se alcanza la fase termófila a los pocos días del montaje, los valores de temperatura sobrepasan los 60°C tras los primeros días. La evolución ascendente del EXI2 acumulado que se observa en las Figuras 1 y 2 se muestra más pronunciada en los primeros días del proceso y se mantiene estable hacia el final debido a la disminución de la actividad microbiana. Tras el último volteo la temperatura no asciende significativamente, pudiéndose confirmar que el material se encuentra en fase de maduración con predominio de reacciones de condensación y polimerización de la MO.

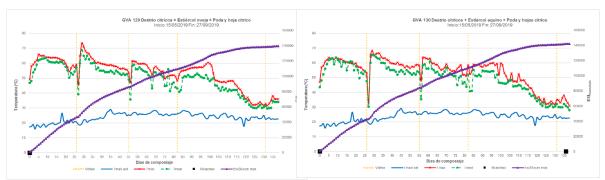


Figura 1. Perfil térmico GVA 129. Composición: Destrío-Estiércol oveja-Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.): 53,1%-32%-14,9%

Figura 2. Perfil térmico GVA 130. Composición: Destrío-Estiércol caballo-Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.): 56,7%-29,2%-14,1%

La fase termófila es intensa en ambas pilas (Tabla 3). El índice EXI2 y la relación EXI2/días f. bio-oxid. alcanzan mayor valor para el GVA130 (destrío-estiércol caballopoda y hoja de cítricos) indicando una mayor exotermia en este proceso, no existiendo grandes diferencias en el resto de los parámetros. En ambos procesos se alcanzaron temperaturas de higienización, superando en más de 5 días la temperatura de 65°C.



Tabla 3. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

	0	
Parámetro	GVA129	GVA130
Días fase bio-oxidativa	136	136
Nº Días F.Bio-oxid/ >70°C	2	0
Nº Días F.Bio-oxid/ >65°C	10	6
Nº Días F.Bio-oxid/ >60°C	33	33
Nº Días F.Bio-oxid/ >55°C	84	88
Temperatura máxima pila	73,5	68,3
Temperatura promedio pila	54	54,2
Temperatura mínima pila	29,6	30
Nº Días >40°C/días fase bio-oxidativa	0,88	0,87
Índice EXI2 (°C²)	139.094	141.939
Ratio EXI2/días f. bio-oxid. (Tmax)	1.023	1.044

GVA 129: 53,1% Destrío-32% Estiércol oveja-14,9% Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.); GVA 130: 56,7% Destrío-29,2% Estiércol caballo-14,1% Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.)

La evolución de las características físico-químicas durante el proceso de compostaje se muestran en la Tabla 4, así como las características de los compost obtenidos. Ambos compost poseen un pH alcalino, la relación C/N disminuye durante el proceso y cumplen el requisito establecido en el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. La mayor exotermia alcanzada en el proceso GVA130 (destrío-estiércol caballo-poda y hoja de cítricos) y los diferentes estiércoles utilizados podría explicar la mayor pérdida de MO en este compost, donde además encontramos una menor concentración de polifenoles hidrosolubles, menor conductividad eléctrica y mejor humificación; con mayor nivel final de carbono extraíble v de ácidos húmicos. El compost GVA 129 (destrío-Estiércol oveia-poda v hoja de cítricos) presentó mayor contenido salino, asociadas a las mayores concentraciones de sodio y potasio. El contenido en macronutrientes primarios (N, P y K) en ambos compost se incrementa durante el proceso, excepto en el caso del potasio en el GVA130, obteniéndose los mejores resultados en el GVA129 (3,0-1,5-4,9), con valores altos de nitrógeno y potasio y valores altos sólo para potasio en el GVA130 (1,8-1,3-3,1). El IG en ambos compost indica ausencia de fitotoxicidad.

En ambos compost los valores de RH, IH, Pah y RP fueron superiores al valor límite establecido por Roletto y col., 1985, indicando estabilidad y humificación de la MO.



Tabla 4. Evolución de los parámetros físico-químicos y características de los compost obtenidos.

Parámetro	GVA 129 M1	GVA	GVA 130	GVA 130
i alameno	129 1129		M1	M3
pH	9,1	8,9	8,2	8,9
Conductividad eléctrica (dS/m)	6,9	7,6	8	3,8
Materia orgánica Total, MO (%)	76,4	65,5	71,5	37,7
Carbono Orgánico Total, COT (%)	38,3	35,8	35,6	21,6
COT/NT	17,3	12	20,4	11,6
Nitrógeno Total, NT (%)	2,21	3,0	1,7	1,8
P ₂ O ₅ (%)	1,1	1,5	1	1,3
K ₂ O (%)	3,9	4,9	3,9	3,1
Na g/Kg	10,2	11,8	6,8	4,5
Índice de germinación, IG (%)	nd	83,0	nd	81,5
Carbono extraíble (%)	nd	5,4	nd	6,8
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	nd	2,4	nd	1,5
Carbono de ácidos húmicos (%)	nd	3	nd	5,3
Relación de humificación, RH (%), C _{ex} /C _{OT} x 100)	nd	15,1	nd	31,5
Índice de humificación, IH (%), C _{ah} /C _{OT} x 100	nd	8,4	nd	24,5
Porcentaje de ácidos húmicos, P _{ah} (%), C _{ah} /C _{ex} x100	nd	55,5	nd	77,9
Relación de polimerización, RP, C _{ah} /C _{af}	nd	1,2	nd	3,5
Polifenoleshidrosolubles, WSPol (mg/kg)	nd	1.881	nd	1.015

GVA 129: 53,1% Destrío-32% Estiércol oveja-14,9% Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.); GVA 130: 56,7% Destrío-29,2% Estiércol caballo-14,1% Poda y hoja de cítricos (% peso s.m.f.); nd: no determinado

4. Conclusiones

Los procesos mostraron un buen desarrollo a nivel térmico, elevada exotermia y temperaturas máximas que garantizaron la higienización de los productos, corroborándose la eficacia de los co-ingredientes para el éxito del proceso. Así mismo, los compost obtenidos presentan características adecuadas para su utilización como enmiendas.

El compostaje de destrío cítrico se muestra como una alternativa económica, sencilla técnicamente y al alcance de los productores agroecológicos. A pesar de los buenos resultados sería necesario estudiar los efectos 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

Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., Perez-Espinosa, A., Moreno Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D. 2008. Agrochemical characteirsation of the solid byproducts and residues from the winery ans distillery industry. WasteManage. 28, 372-380

De Luna-Vega, A., García-Sahagún, M.L., Rodríguez-Guzmán, E., Pimienta-Barrios, E. 2015. Calidad agronómica de composta con residuos de cítricos. Revista de Ciencias Naturales y Agropecuarias.3, 354-361.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. BioCycle. 26, 46-47

Vico A., Perez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agullo E., Marhuenda-Egea F.C., Saez J.A., Paredes C., Perez-Espinosa A., Moral R., 2018. Valorization of date palm (Phoenix



dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. J EnvironManage. 226, 408-415.

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

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolla gracias al Convenio de Colaboración sobre Agrocompostaje entre la Generalitat, a través de la Conselleria d'Agricultura, MediAmbient, CanviClimàtic 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 directivo de BioProductsSpain.



DESARROLLO DE COMPOST DE VALOR AÑADIDO A PARTIR DE FLUJOS RESIDUALES AGROALIMENTARIOS

María Ángeles Bustamante¹, Encarnación Martínez Sabater¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, F.Javier Andreu-Rodríguez¹, Enrique Agulló¹, José Antonio Pascual², Margarita Ros², Juan Antonio Fernández³, Catalina Egea-Gilabert³, Raúl Moral¹

¹ Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

² Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. CEBAS-CSIC, Campus de Espinardo, E-30100, Murcia

³Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 48, 30203, Cartagena (Murcia)

Correo electrónico: marian.bustamante@umh.es

Resumen: El objetivo de este trabajo fue el diseño y elaboración de compost de valor añadido para su uso como enmienda orgánica y/o como sustrato o componente de sustratos de cultivo a partir de residuos de la industria agroalimentaria. Para ello, se elaboraron seis mezclas de compostaie utilizando diferentes residuos de origen agroalimentario (residuo de gazpacho. residuo de puerro, alperujo y poda de vid como agente estructurante). Durante el proceso, se realizó un seguimiento de la evolución de la temperatura en las pilas, así como de diversos parámetros físico-químicos y químicos, así como propiedades de valor añadido en los compost finales para su uso como enmienda orgánica o como medio de cultivo, como las propiedades físicas y la potencial capacidad supresiva frente a microorganismos fitopatógenos, Al final del compostaje, todos los compost obtenidos mostraron adecuadas características físico-químicas y químicas y un buen grado de madurez, así como adecuadas propiedades físicas para su uso como sustratos o componentes de sustratos.

Palabras clave: residuo de gazpacho, alperujo, puerro, propiedades físicas, supresividad.

1. Introducción

El compostaje constituye uno de los principales métodos para la gestión y valorización de los residuos orgánicos, ya que se obtiene del proceso un material orgánico estabilizado que puede utilizarse como enmienda orgánica y/o medio de cultivo. Esto no sólo permite su gestión, evitando un potencial impacto sobre el medio ambiente, sino también su reincorporación al sistema económico, aspecto fundamental de la economía circular, en la que se pretende alargar la vida de los productos y reducir la generación de residuos. Los residuos orgánicos procedentes de la industria agroalimentaria constituyen unos materiales iniciales muy adecuados para obtener compost de alta calidad y valor añadido, al no contener compuestos o elementos tóxicos, como los metales pesados (Morales y col., 2016). Adicionalmente, características adicionales como unas adecuadas propiedades físicas y/o la potencial capacidad supresora frente a fitopatógenos pueden constituir aspectos que le proporcionen un valor añadido al compost (Morales y col., 2016). Por ello, el principal objetivo de este trabajo fue el diseño y elaboración de compost a partir de residuos de la industria agroalimentaria, así como estudiar su potencial valor añadido para su uso como enmienda orgánica y/o como sustrato o componente de sustratos de cultivo.

2. Material y Métodos

Se prepararon seis mezclas de compostaje utilizando diferentes residuos orgánicos procedentes de la industria agroalimentaria (residuo de gazpacho, residuo de puerro, alperujo y poda de vid como agente estructurante), cuyas principales características se muestran en la Tabla 1. Las mezclas fueron preparadas en la planta piloto de



compostaje (Compolab) de la Universidad Miguel Hernández (Orihuela, Alicante). Las proporciones de los materiales iniciales utilizados respecto a peso seco fueron las siguientes:

Pila 1: 47,2 % poda de vid + 34,3 % residuo gazpacho + 18,5 % residuo puerro

Pila 2: 54,1 % poda de vid + 45,9 % residuo gazpacho

Pila 3: 72,0 % poda de vid + 28,0 % residuo puerro

Pila 4: 45,6 % poda de vid + 20,8 % residuo puerro + 33,6 % alperujo

Pila 5: 41,8 % poda de vid + 24,7 % residuo gazpacho + 33,5 % alperujo

Pila 6: 41,0 % poda de vid + 20,8 % residuo gazpacho + 8,0 % residuo

puerro + 32,0 % alperujo

Tabla 1. Principales características de los residuos utilizados en las mezclas postaje (datos respecto a peso seco).

(dated respects a peed deed).									
	Residuo			Poda de					
	gazpacho	puerro	Alperujo	vid					
рН	5,2	6,0	5,1	6,1					
CE (dS m ⁻¹)	3,37	9,95	4,51	1,33					
MO (%)	94,1	78,6	89,9	93,9					
NT (%)	2,99	2,50	1,49	0,63					
C/N	17,6	16,1	34,8	74,1					
P (g kg ⁻¹)	5,09	3,59	0,84	0,35					

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; NT: nitrógeno total.

Las mezclas (aprox. 5000 kg) fueron compostadas en pilas trapezoidales mediante el sistema de compostaje de pila volteada. Los volteos realizados durante la fase biooxidativa se indican en los perfiles de temperatura de las pilas (Fig. 1). Dicha fase se consideró acabada cuando durante 10 días consecutivos tras un volteo la diferencia entre la temperatura de la pila y la ambiental fue ≤ 10°C. En ese momento, los compost se dejaron madurar aproximadamente dos meses. En los materiales iniciales y en las muestras de compostaje se analizó el pH, la conductividad eléctrica, la materia orgánica, el carbono orgánico total (COT) y el nitrógeno total (NT) según los métodos descritos por Morales y col. (2016). En los compost maduros, adicionalmente se determinaron el P, K, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el índice de germinación, así como las propiedades físicas, mediante los métodos utilizados por Morales y col. (2016). La potencial capacidad supresora de los compost frente al fitopatógeno Pythiumirregulare se determinó mediante un ensayo in vivo con lechuga baby leaf (Lactuca sativa L.), descrito en detalle en un trabajo previo (Giménez y col., 2019).

3. Resultados y Discusión

3.1. Perfil térmico y evolución de los parámetros físico-químicos y químicos en el proceso

Todas las mezclas mostraron una adecuada evolución de la temperatura, alcanzando temperaturas >50 °C en la primera semana del proceso (Fig. 1), mostrando las pilas con residuo de gazpacho los valores más altos de temperatura (Pilas 1, 2, 5 y 6). La duración de la etapa termófila fue superior a los 2 meses en todas las pilas, asegurando la higienización de las mezclas, siendo esta duración más larga en las pilas que contenían alperujo (Pilas 4, 5 y 6). Un comportamiento térmico similar fue también observado por Morales y col. (2016) en mezclas de compostaje con lodos agroalimentarios y diferentes residuos agroindustriales como agentes



estructurantes. Respecto a la evolución de los parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje (Tabla 2), se observó un claro aumento del pH y la conductividad eléctrica en todas las mezclas a lo largo del proceso, alcanzando unos valores finales de pH en el rango entre 8,4 y 8,9, así como unos valores de conductividad eléctrica entre 4-6 dS m⁻¹, excepto en la pila 5, cuyo valor final de conductividad eléctrica fue de 3,56 dS m⁻¹. Por otra parte, se observó un claro descenso de la materia orgánica en todas las pilas, observando los valores más bajos al final de la fase bio-oxidativa en la pila 3 (residuo de puerro + poda de vid), mientras que el N total aumentó a lo largo del proceso, mostrando las mezclas con gazpacho (Pilas 1, 2, 5 y 6) los contenidos más altos al final del proceso de compostaje.

3.2. Características agronómicas y potencial valor añadido de los compost finales

En general, los compost obtenidos mostraron unas adecuadas características para su uso agrícola, con un notable contenido en los nutrientes principales (NPK), incluso superior al observado en otros compost de origen agroalimentario (Morales y col., 2016). También mostraron un adecuado grado de madurez, así como ausencia de fitotoxicidad (Tabla 3), pese a los valores altos de pH y de conductividad eléctrica observados en los compost finales (Tabla 2). Respecto a las propiedades de valor añadido, fundamentalmente para su uso como medio de cultivo, todos los compost presentaron adecuadas propiedades físicas para su uso como sustratos (Tabla 3), con valores para todas las propiedades físicas estudiadas dentro de los rangos establecidos como óptimos (Morales y col., 2016), excepto en el caso de la capacidad de aireación en la pila 4 (poda de vid + puerro + alperujo), con valores inferiores al rango óptimo (20-30 % vol.). Por otra parte, respecto a la potencial capacidad supresora in vivo frente al fitopatógeno Pythiumirregulare, se observó una menor incidencia de la enfermedad en las plantas de lechuga crecidas en los medios de cultivo que contenían compost (mezclado con turba rubia en la proporción 75:25 p:p) respecto al control establecido de turba rubia (76,5 % incidencia de la enfermedad), lo que muestra un efecto supresor frente a P. irregulare, siendo este efecto más notable en los medios de cultivo que contenían los compost 1, 2 y 3, respectivamente.



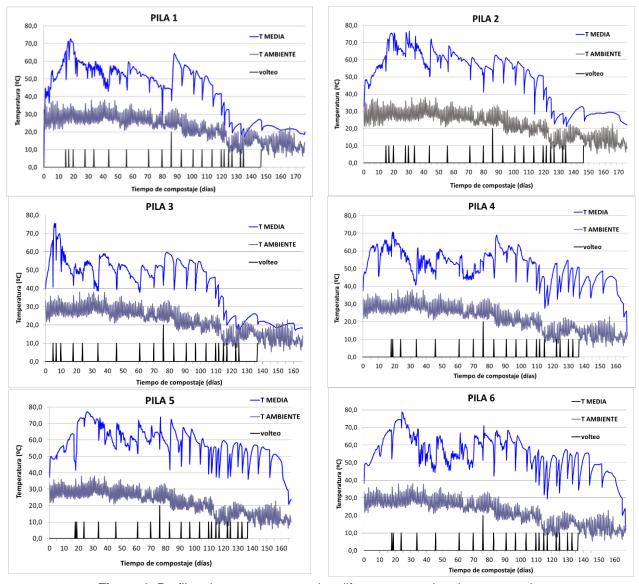


Figura 1. Perfiles de temperatura en las diferentes mezclas de compostaje.



Tabla 2. Evolución de parámetros físico-químicos y químicos durante el compostaje.

Etapa de compostaje	рН	CE (dS m ⁻¹)	MO (%)	COT (%)	NT (%)	C/N						
Pila 1: 47,2 % poda vid + 34,3 % residuo gazpacho + 18,5 % residuo puerro (s.m.s)												
Inicio	6,7	4,08	87,4	45,9	1,96	23,4						
Madurez	8,9	5,98	63,6	37,4	3,38	11,1						
Pila 2: 54,1 % poda vid + 45,9 % residuo gazpacho (s.m.s)												
Inicio	6,4	2,51	90,6	48,1	1,67	28,8						
Madurez	8,4	5,44	66,8	37,8	3,45	11,0						
Pila 3: 72,0 % poda de vid + 28,0 % residuo puerro (s.m.s)												
Inicio	5,9	4,64	80,9	40,8	1,33	30,7						
Madurez	8,9	4,86	54,6	32,4	2,58	12,5						
Pila 4: 45,6 % poda vid + 20,8 % residuo puerro + 33,6 % alperujo (s.m.s.)												
Inicio	5,9	4,65	85,6 44,5		1,29	34,5						
Madurez	8,9	4,94	62,2	36,8	2,67	13,8						
Pila 5: 41,8 % poda vid + 24,7 % residuo gazpacho + 33,5 % alperujo (s.m.s.)												
Inicio	5,5	3,31	91,9	49,0	1,44	34,0						
Madurez	8,6	3,65	75,9	43,3	3,29	13,2						
Pila 6: 41,0 % poda vid + 20,8 % residuo gazpacho + 8,0 % residuo puerro + 32,0 % alperujo												
Inicio	6,1	4,04	87,2	87,2 45,7		29,9						
Madurez	8,8	4,75	68,6	40,4	3,31	12,2						

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total.

Tabla 3. Principales características de los compost finales.

	•						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	
P (%)	0,82	0,80	0,38	0,41	0,47	0,49	
K (%)	2,43	1,99	2,10	2,19	1,58	2,01	
CIC (meq/100 g materia orgánica)	111	115	168	141	157	145	
Índice de germinación (%)	107	99	93	94	77	96	
Densidad aparente (g cm ⁻³)	0,205	0,197	0,232	0,272	0,202	0,204	
Espacio poroso total (% vol.)	88,19	88,43	87,30	84,43	87,56	87,95	
Capacidad de aireación (% vol.)	21,9	20,6	22,0	17,0	32,7	34,6	
Capacidad de retención hídrica (mL L ⁻¹)	662	678	653	675	548	533	
Contracción (% vol.)	22,4	31,4	30,8	25,2	25,1	24,5	
Capacidad supresora (% incidencia de la enfermedad)	32,5	25,9	39,5	51,75	61,8	49,3	

4. Conclusiones

El compostaje de residuos agroalimentarios es un método eficiente para gestionar estos residuos, así como para obtener materiales con un adecuado grado de madurez, buenas propiedades agronómicas, ausencia de fitotoxicidad, así como el valor añadido de mostrar adecuadas propiedades físicas y un potencial efecto biocontrol frente a P. irregulare, aspectos especialmente beneficiosos para su uso como sustratos en el entorno de la economía circular.

5. Bibliografía

Giménez, A., Fernández, J.A., Pascual, J.A., Ros, M., López-Serrano, M., Egea-Gilabert, C., 2019. An agroindustrial compost as alternative to peat for production of baby leaf red lettuce in a floating system. ScientiaHorticulturae 246, 907-915.



Morales, A.B., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Moral, R., Ros, M., Pascual, J.A., 2016. Agrifood sludge management using different co-composting strategies: study of the added value of the composts obtained. J. Clean. Prod. 121, 186-197.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el MINECO y fondos FEDER a través del proyecto Compoleaf (Proyecto AGL2017-84085-C3-1-R, C3-2-R and C3-3-R).



OBTENCIÓN DE ABONOS DE ALTO VALOR AÑADIDO CON BASE EN SUSTRATO POST-CULTIVO DE CHAMPIÑÓN

Emilio Rascón Pérez¹; Elisabet García Araujo²; María Luisa Tello Martín¹; Francisto T. Sáenz López³: Margarita Pérez Clavijo¹

¹ Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja (CTICH), Ctra. Calahorra km. 4, Autol, España; ² Felipe Hernández S.A., Av. Estación, 53, Calahorra, España; ³ Sustratos de La Rioja S.L., Termino Majillonda s/n, Pradejón, España; investigacion@ctich.com

Resumen: Uno de los grandes retos del sector de hongos cultivados (especialmente champiñón) es la gestión de los sustratos post-cultivo de champiñón (SPCH). Este trabajo propone como solución para el tratamiento de SPCH y otras materias primas el desarrollo de abonos de alto valor añadido. En este estudio se avanza un paso más mediante la realización de un proceso de compostaje no forzado de SPCH mezclado con distintos abonos químicos enriquecidos en hierro, calcio y fósforo. De esta forma estos elementos se integran en la estructura del compost durante el proceso y se convierten en materiales más asimilables para el cultivo objetivo. De los fertilizantes desarrollados, el tratamiento realizado con SPCH enriquecido en fósforo es el que mayor rendimiento ha obtenido en el cultivo de cereal. En el caso de viñedo, se pudo observar que el SPCH enriquecido con hierro es el que mejor resultados obtuvo. En esta comunicación se presentan los resultados obtenidos así como los siguientes pasos a realizar dentro del estudio.

Palabras clave: SPCH, economía circular, compostaje, suplemento

1. Introducción

En La Rioja el cultivo de hongos es el segundo producto agrario después del viñedo. A nivel nacional. La Rioja es la primera comunidad productora de champiñón con el 55% de la producción, unas 72.000 Tn en la campaña 2018/2019.

Se entiende por Sustrato de Post-cultivo de Hongos (SPCH) el material resultante una vez que los champiñones han extraído los nutrientes necesarios para su crecimiento. Normalmente por cada tonelada de hongos producidos se generan de tres a tres y media toneladas de SPCH. La producción anual en la zona de La Rioja es de aproximadamente 250.000 Tn por campaña. La gestión de este subproducto puede generar para los cultivadores de champiñón un coste anual de más de 1.000.000 de euros.

El SPCH es rico en materia orgánica y en nutrientes lo que lo convierte en un material muy adecuado para la preparación del terreno antes de su cultivo y como abono de liberación lenta. Sin embargo, la dificultad de su manejo (humedad y dosificación) y la carencia de algunos nutrientes dificultan su utilización y rendimiento comercial (Hernando, 2011).

Se han desarrollado muchas opciones para reutilizar el SPCH (Rinker, 2002). Entre ellas, el almacenamiento y aplicación a tierras, aplicaciones hortofrutícolas y en jardinería, bio-remediación de suelos contaminados, alimentación animal, obtención de biogás, utilización de extractos de compost por su capacidad antifúngica, preparación de sustrato de otras setas o como tierra de cobertura en mezclas con distintos materiales (Riahi y Arab, 2004).

Este estudio plantea convertir este material a granel (0 € valor de mercado) en un abono de mayor riqueza añadiendo "a la carta" diferentes nutrientes (Ca, Fe, P) así como la integración de los mismos a través de un proceso de fermentación aeróbica de manera que se obtenga un abono estabilizado de características agronómicas



probadas y susceptible de convertir en pellets orgánicos (con valor de mercado) para su dosificación en agricultura.

2. Material y Métodos

Para la realización del proyecto se utilizó SPCH procedente de cultivo de champiñón gestionado a través de la planta "Sustratos de La Rioja S.L.", el proceso de compostaje se realiza en dicha planta. Los suplementos (sulfato de calcio, sulfato de hierro y fosfato roca) están suministrados por la empresa "Felipe Hernández S.A.". Para el compostaje se realizaron distintas mezclas con diferentes dosis de los suplementos. Se realizó un seguimiento de las pilas de compostaje observando las variaciones de temperatura y de pH; también se realizaron analíticas periódicas en laboratorio externo.

2.1. Preparación y compostaje de las mezclas

Esta etapa inicial consiste en apilar suficiente cantidad de materia prima para conseguir que el proceso de compostaje se desarrolle, la cantidad necesaria para este proceso es de al menos 25 Tn. Las mezclas que se hicieron fueron:

- 1. 70% SPCH + 30% Sulfato de calcio
- 2. 80% SPCH + 20% Sulfato de hierro
- 3. 85% SPCH + 15% Fosfato roca
- 4. 70% SPCH + 20% Sulfato de calcio + 10% Fosfato roca
- 5. 70% SPCH + 5% Fosfato roca + 10% Sulfato de calcio + 15% Sulfato de hierro

El proceso seguido es mediante pilas de volteo. Utilizando una volteadora se realizan volteos periódicos (semanalmente) controlando las características analíticas durante el proceso. De esta forma, se consigue una oxigenación del sistema y se evita la compactación. El proceso ha tenido una duración de entre 5 y 7 meses, en función de los materiales de la mezcla. Mientras que la mayoría de las pilas tardaron prácticamente lo mismo en ser aptas, la mezcla de SPCH con sulfato de hierro fue la que más tardó en estabilizarse. Empezó con un pH de 2,88 y tardó 7 meses en alcanzar un pH 6, que era el aceptable para su uso en el viñedo objetivo.

2.1.1. Caracterización de las mezclas

La caracterización de las muestras permite controlar el proceso y determinar su finalización. Se ha realizado mediante distintos métodos. pH y conductividad se miden sobre sustrato diluido en agua destilada en proporción 1/5. La determinación de la concentración de los distintos elementos presentes se realiza mediante microondas cerrado (agua regia) e ICP. La Tabla 1 muestra la evolución de las características de las distintas pilas de compost.



SPCH + Ca + SPCH + Ca + SPCH + Ca SPCH + Fe SPCH + P P + Fe 7.8^{1} 7,11² $7,4^{2}$ 8.3^{1} $7,28^{2}$ 2.88^{1} 7.85^{1} $6,13^{1}$ $6,6^{2}$ рΗ 8120¹ 5937^{2} 17558¹ 13724² 9298¹ 10972² 8816¹ 7158^{2} 9355^{2} N total (mg/kg) 417² 39^{2} 235^{1} 18¹ 30^{2} 432¹ 484² 418¹ 446² Fósforo (ppm) 1887² 3097¹ 2435² 2820¹ 2759² 2926¹ 3009^{2} 2986¹ 2787² Potasio (ppm) 3.1^{2} $1,6^{2}$ 1.5¹ 1.3^{2} 2.1¹ 3.3^{2} 1,1¹ 1.4^{2} 1.9^{1} Potasio de cambio (%) $95,7^{1}$ $96,3^{2}$ 93,6¹ $95,9^{2}$ 70.8^{1} 71.2^{2} 87.2^{2} $75,8^{2}$ 91,6¹ Calcio de cambio (%) 261² 127² 218^{2} 684¹ 4000¹ 3148^{2} 101¹ 259¹ 3664^{2} Hierro (ppm) $10,17^2$ 11,17² 10,61¹ $12,29^{2}$ 13,37¹ 11,83² 12,61¹ 13.86¹ $11,39^2$ C/N 697.6^{2} 415¹ 397¹ $410,7^{1}$ 39.4^{1} 34.9^{2} 606² 957.8^{2} 575² Nitratos (mg/kg)

Tabla 1. Evolución de las características de las pilas de compost.

¹Valores iniciales al realizar las mezclas. ²Valores finales tras finalizar el proceso de compostaje.

2.2. Abonado

Una vez finalizado el proceso de compostaje se seleccionaron dos fincas para proceder a su abonado. En primer lugar un cultivo de triticale (Triticosecale), que se dividió en dos partes y cada una de estas partes, a su vez, en cuatro zonas. Estas zonas fueron abonadas con 100% SPCH, 85% SPCH + 15% Fosfato roca, 70% SPCH + 20% Sulfato de calcio + 10% Fosfato roca y grupo control.

El segundo terreno es un cultivo de vid de variedad tempranillo, que se dividió en tres zonas de trabajo siendo cada una de éstas abonadas con 70% SPCH + 5% Fosfato roca + 10% Sulfato de calcio + 15% Sulfato de hierro, 80% SPCH + 20% Sulfato de hierro y grupo control.

3. Resultados y Discusión

3.1. Abonos

Las materias primas utilizadas en el presente proyecto fueron el sustrato de postcultivo del champiñón (SPCH) y distintos suplementos enriquecidos en hierro, fósforo y calcio. Para que la fermentación aerobia tuviese lugar se debía contar con una masa suficiente de material (25 toneladas) y un sistema, el de pilas por volteo, que permitiese la aireación periódica de los montones de compost. El proceso tuvo un seguimiento constante donde se pudieron diferenciar claramente las etapas principales del compostaje (mesófila, termófila, enfriamiento). Gracias a este seguimiento el proceso de compostaje se desarrolló sin problemas y se obtuvo un compost maduro de aspecto homogéneo, terroso y libre de olores. Y una vez que el material se encontraba con un 20% de humedad se puede proceder a su pelletización. El proceso total tuvo una duración de 5 - 7 meses por lo que se obtuvo un compost maduro y apto para el cultivo.

3.2. Cultivos

En la finca de cereal se realizaron las tareas típicas de preparación del terreno para su acondicionamiento, abonado y siembra. Cuando llegó el momento de cosecha del triticale se realizó el rendimiento teórico de este cereal (Figura 1). El cultivo del cereal muestra que el SPCH enriquecido solamente con fósforo fue el que mejor resultados obtuvo tanto en rendimiento como en calidad.



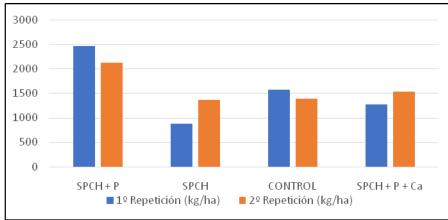


Figura1: Rendimiento del cultivo de triticale

En el viñedo se realizaron las tareas normales de preparación del terreno para su acondicionamiento y abonado. Cuando llegó el momento de cosecha se realizó el rendimiento teórico (Figura 2). En el cultivo de la vid el SPCH enriquecido con hierro, calcio y fósforo fue el que mejor resultados obtuvo en cuanto a rendimiento. Pero el SPCH enriquecido con hierro solamente mostraba un producto de una calidad mejor.

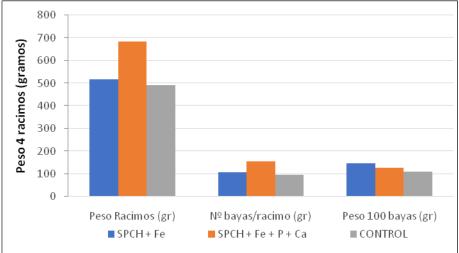


Figura2: Rendimiento del cultivo de vid

4. Conclusiones

El proceso de compostaje realizado se puede replicar con cualquier otro suplemento que se decidiera utilizar aplicando, en caso de ser necesario, mínimos cambios. Este abono enriquecido y pelletizado que se obtiene es fácilmente dosificado en los distintos cultivos del presente estudio mediante la utilización de una abonadora de uso común en agricultura. Los rendimientos obtenidos en los cultivos usados durante el proyecto han sido positivos. A la vista de los resultados obtenidos en el cultivo de cereal se está realizando actualmente una segunda fase en la que se van a probar mezclas de SPCH con distintas concentraciones de superfosfato.

Los resultados en el cultivo de la vid han sido también positivos. Estos resultados han propiciado la realización de una segunda fase en la que se va a probar una mezcla de SPCH con sulfato de hierro.



5. Bibliografía

- Brunetti G., Soler-Roviera P., Matarrese F. y Senesi N., 2009. Composition and structural characteristics of humified fractions during the co-composting process of spent mushroom substrate and wheat straw. Journal of Agricultural and Food Chemistry 57, 10859 - 10865.
- Gobierno de La Rioja. Laboratorio de la Grajera. https://www.larioja.org/laboratorio-regional/es? (fecha consulta: 07/04/2020).
- Hernando Gil F., 2011. Utilización del SPCH en agricultura. Manual de buenas prácticas agrícolas para su uso como fertilizante.
- Moreno Casco J., Moral Herrero R., 2011. Compostaje. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Riahi H., Arab A., 2004. Spent mushroom compost as an alternative for casing soil. Mushroom Science v.17, 333 - 339.
- Rinker Lee D., 2002. Handling and using spent mushroom substrate around the world. Proceedings of the 4th International Conference on Mushroom Biology and Mushroom *Products*, 46 – 60.

6. Agradecimientos

Proyecto cofinanciado por FEADER, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y Gobierno de La Rioja (proyecto nº 1M/17). FONDO EUROPEO DE DESARROLLO RURAL: "EUROPA INVIERTE EN LAS ZONAS RURALES".



SESIÓN II:

APLICACIONES DEL COMPOST



CAPACIDAD FERTILIZANTE DE LAS CENIZAS DE COMBUSTIÓN UTILIZADAS EN LA DEPURACIÓN DEL BIOGÁS

M.P. Bernal¹, R. Clemente¹, E. Olaya², A. Rodríguez-Abalde²

¹Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Murcia; ²Centro Tecnológico EnergyLab, Vigo.

Resumen: La utilidad de las cenizas de combustión como fuente de nutrientes para cultivos se evaluó en un experimento en macetas bajo invernadero con cultivo de lechuga en un suelo agrícola. Se compararon 4 tipos de cenizas: dos procedentes de la combustión de madera y poda de vid, ambas antes y después de su utilización en la depuración de biogás. Los elevados contenidos de P y K conviertenlas cenizas en fuentes de dichos nutrientes para las plantas. pero no se pueden considerar materiales fertilizantes equilibrados debido a su baia concentración de N. La mayor limitación para su uso agrícola consistió en su elevado contenido salino,principalmente las cenizas procedentes de la vid, que puede causar fitotoxicidad. Además, la utilización de las cenizas en la depuración de biogás no modificó sustancialmente su composición, con resultados agronómicos similares. La eficacia fertilizante del N de las cenizas indica que éstas pueden sustituir al menos en un 80 % al fertilizante mineral. Las cenizas de combustión de madera, pueden utilizarse en la fertilización de fondo en sustitución parcial de los fertilizantes minerales, sin problemas de toxicidad para las plantas y los suelos. Su dosificación debe basarse en su concentración de P y K, suplementando la necesidad de N del cultivo mediante fertilización mineral en cobertera.

Palabras clave: Eficacia fertilizante; nutrientes; salinidad; toxicidad.

1. Introducción

La biomasa utilizada en los sistemas de combustión está considerada una fuente de energía renovable, en sustitución de combustibles fósiles. Sin embargo, dichos procesos de combustión generan cenizas como materiales residuales que es necesario gestionar. La actual jerarquía en el tratamiento y gestión de residuos indica el orden de prioridad en las actuaciones en materia de residuos: prevención, preparación para la reutilización, reciclado, otros tipos de valorización (incluida la energética) y, por último, la eliminación de los residuos.La gestión de los residuos está, por tanto, destinada a fomentar la preparación para la reutilización y el reciclado, en línea con el nuevo modelo de Economía Circular. Una opción en el caso de las cenizas es su utilización en los sistemas de depuración del biogás para la obtención de biometano, reteniendo el CO2. Los nutrientes presentes en las cenizas pueden aprovecharseen la agricultura, siendoun método de valorización que produce un beneficio enlos suelos, reduciendo el consumo de fertilizantes minerales.El objeto de este trabajo ha sido evaluar la utilidad como fuente de nutrientes para suelos agrícolas de cenizas de combustión de biomasa antes y después de su uso en el proceso de purificación del biogás. Para ello se realizó la caracterización de las cenizas, su posible toxicidad y contenido en elementos potencialmente tóxicos y se evaluó la eficacia fertilizante de los nutrientes, puesto que dicho índice permitela comparación de distintos materiales.

2. Materiales y métodos

Se recogieron 4 tipos de cenizas de dos procedencias: combustión de madera (M) y combustión restos de vid (V), ambas antes (A) y después (D) de su utilización en la depuración del biogás. Las muestras secas se homogeneizaron, se molieron, se tamizaron a 2 mm y se analizaron respecto a: pH y conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso 1:10 (p:v), C orgánico total (COT) y N total (NT) mediante analizador elemental, sales solubles (aniones por cromatografía iónica y cationes por ICP-OES en extracto de CE), P total, macro, micronutrientes y metales pesados totales, mediante



ICP-OES tras digestión ácida en microondas, y valor (o capacidad) neutralizante (Na) por valoración (UNE-EN-12947). La toxicidad de las cenizas se evaluó mediante el índice de germinación (IG) usando semillas de berro y lechuga con diferente sensibilidad a la salinidad, con agua destilada como blanco y como control negativo una disolución de NaCl con una CE similar alos extractos de las cenizas. Se ensayaron varias concentraciones de los extractos(10, 20, 40 y 60 %) yse determinó el índice de toxicidad EC₅₀.

La utilidad de las cenizas como fuente de nutrientesse evaluó en un experimento en macetas bajo invernadero con cultivo de lechuga. El suelo, calizo, de baja salinidad y con textura franco arcillo arenosa presentó las siguientes características: pH 7,5; CE 246 µS/cm; MO 8,74 %; COT 5,08 %; NT 0,25 %; P-total 0,75 g kg⁻¹; K-total 11,28 g kg⁻¹; CaCO₃ 50,6%; y capacidad de retención hídrica 39,2 %. Los tratamientos fueron: Control sin fertilización (C); Fertilizante mineral NPK (F); Ceniza MA; Ceniza MD; Ceniza VA; Ceniza VD. La dosis de aplicación de las cenizas se calculó en base a la concentración de NT de las mismas para fertilización de fondo (40 % del N y 100 % de P y K) según los requerimientos de nutrientes de la lechuga (130 kg ha⁻¹ de N, 40 kgha⁻¹ de P₂O₅ y 205 kgha⁻¹ de K₂O; Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2009) de forma que todos los tratamientos (cenizas y fertilizante mineral) aportaran igual cantidad de N total. El tratamiento con fertilización mineral se aiustó a esas proporciones, el 40 % del N y el 100 % de P2O5 y de K2O como fertilizante de fondo, 60 % del N como NH₄NO₃ en cobertera. Se utilizaron 4 macetas (1,5 kg de suelo)por tratamiento, dispuestas al azar en el invernadero. Las cenizas y el fertilizante se incorporaron al suelo antes de la siembra, y la fertilización en cobertera se aplicó superficialmente. Se utilizó lechuga de la variedad Almadraba, tipo cogollo y crecimiento rápido (3 plántulas por maceta). Las plantas se recogieron tras 6 semanas de crecimiento, y se determinó su peso fresco y su peso seco. Las muestras seanalizaronpara macro- y micro-nutrientes y metales pesados. Los suelos de cada maceta se muestrearon y se analizaron respecto a: pH, CE, COT, NT yP y Kasimilables. La eficacia fertilizante de las cenizasse calculó como la proporción de los nutrientes aplicados que fue asimilada por la planta. Los resultados se evaluaron estadísticamente mediante ANOVA de dos factores: tipo de ceniza (madera y vid) y uso (antes y después de la depuración del biogás) y de un factor (tipo de fertilización).

3. Resultados y discusión

3.1. Composición de las cenizas

Todas las muestras de cenizaresultaron alcalinas, principalmente aquellas procedentes de la vid (Tabla 1). Por ello, su valor neutralizante resultó más elevado que el de las cenizas de madera, aunque con escasas diferencias entre las muestras tomadas antes y después de la utilización en la depuración del biogás. Sin embargo, la CE en ambas muestras de vid fue muy alta, siendo entre 3,4 y 6,5 veces los valores de las cenizas de madera. No se puede asegurar que el uso de las cenizas en la depuración del biogás conlleve un efecto en la salinidad, ya que los resultados son opuestos en los dos tipos de cenizas: incremento en las cenizas de madera tras su uso en depuración del biogás, pero descenso en el caso de la vid. El elevado contenido salino de la muestra VA, junto con el alto pH,pudo causar la precipitación de sales como carbonatos difícilmente solubles al retener CO₂ del biogás y disminuir por tanto la CE.



Tabla 1. Caracterización de las cenizas de combustión (Media ± error estándar, n=2).

Cenizas	рН	CE	N_{ar}	COT	NT	Р	K	Ca	Mg	S
		dS/m	% CaO				g kg ⁻¹			
MA	9,5 d	5,15 d	5,04 c	2,64 a	2,60 b	34,5 a	43,2 b	57,1 b	26,2 a	5,3 a
MD	9,9 c	7,34 c	7,37 b	3,34 a	2,51 b	39,0 a	50,0 b	62,1 b	25,7 a	5,5 a
VA	12,0 b	33,85 a	14,45 a	0,16 b	3,53 a	16,2 b	113 a	102 a	14,5 b	3,5 b
VD	10,4 a	24,90 b	15,78 a	0,10 b	3,27 a	16,5 b	109 a	106 a	14,5 b	3,9 b
ANOVA										
Tipo	***	***	***	**	*	***	***	***	***	*
Uso	***	***	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
TxU	***	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

***, **, *: Significativo a P<0,001, 0,01 y 0,05; n.s.: No significativo. Valores del mismo parámetro seguido de distinta letra resultan estadísticamente diferentes a P<0.05.

La concentración de COT fue muy baja en todas las nuestras (Tabla 1), por la completa combustión del material vegetal. Todos los elementos principales mostraron valores estadísticamente diferentes en función del tipo de ceniza, pero el tipo deuso no provocó cambios significativos. Las concentraciones de NT resultaron bajas en relación con las concentraciones de P y K para considerar estos materiales como materiales fertilizantes. Además, tanto NT como P fueron los elementos más insolubles (nitratos+nitritos 0,36-2,85 % NT y fosfatos<0,01-0,30 % PT). En cambio más del 60 % del S se encontró comosulfatossolubles(anión mayoritario), destacando la alta solubilidad de K (% K total: 10,7 y 16,6 en MA y MD, 54,5 y 41,4 en VA y VD) y Na en las cenizas provenientes de vid (51 y 34 % del total en VA y VD, frente media 13 % en ambas M).Los cambios en K soluble por el uso de las cenizas en la depuración del biogás (aumento en las cenizas M, y disminución en V) fueron responsables de lasvariaciones en la CE.

Las concentraciones de Fe y Mn fueron mayores en las cenizas procedentes de la madera (26 mg kg⁻¹ y 4,3 g kg⁻¹ respectivamente) que de vid (10 y 566 mg kg⁻¹ respectivamente). También resultaron interesantes las concentraciones de Cu (media 95 y 235 mg kg⁻¹ para M y V) y Zn (media 319 y 279 mg kg⁻¹ para M y V). De los elementos potencialmente tóxicos destaca el Na. tanto por su elevada concentración total (media 17,9 y 3,7 g kg⁻¹ en M y V) como por su solubilidad ya comentada, siendo un factor determinante para el uso agrícola de las cenizas de vid. Los metales pesados (datos no mostrados) fueron inferiores a los límites establecidos para fertilizantes preparados con materiales residuales: Cd<2, Cr<250, Cu<300, Ni<90, Pb<150, Zn<500 mg kg⁻¹ (Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales, 2017). El Cr (medias:135 mg kg⁻¹ en M y 24 mg kg⁻¹en V) podría limitar el uso en suelos de las cenizas de madera aunque éstasno presentaron toxicidad (IG > 50 % en berro y 75 % en lechuga). La alta salinidad de las cenizas VIIevó a bajosIG, con EC₅₀10,1 y 7,1 % para VA y VD,respectivamente.

3.2. Experimento agronómico

El control llevó a los menores rendimientos de producción de planta en peso fresco (37,9 g/maceta), mientras que el tratamiento F produjo el mayor peso (92,2 g/maceta), sin diferencias significativas con los tratamientos de cenizas (84,1 y 83,1 en MA y MD; 97,5 y 92,0 g en VA y VD).

Las concentraciones de N de las plantas fueron significativamenteinferiores en el control que en el resto de los tratamientos, con el valor más alto en las plantas con el fertilizante mineral, aunque sin diferencias significativas con los tratamientos de cenizas (Tabla 2). Por tanto, las cenizas fueron capaces de suministrar N a los cultivos de manera similar al fertilizante mineral, pudiendo sustituir al N aportado como abonado de fondo. Sin embargo, las concentraciones de P y K fueron superiores en los



tratamientos con cenizas que en control y en F, debido a quelas cenizas aportaron una cantidad superior de ambos nutrientes de la recomendada y aplicada en F. La elevada concentración de K en todas las cenizasy su alta solubilidad pudo llevar a reducir la absorción de Ca (y Mg) por la planta en los tratamientos VA y VD (Tabla 3). Aunque las cenizas de vid poseen una elevada salinidad, ésta se debe principalmente a K⁺, por lo que no provocó ningún efecto en el contenido de Na en las plantas. Todas las concentraciones de los micronutrientes Fe, Cu, Mn y Zn se pueden considerar normales para las plantas ylas de metales pesados fueron muy bajas en todos los tratamientos (datos no mostrados), incluso los niveles de Cd y Pb fueron inferiores a los límites establecidos en alimentos (hortalizas de hoja; CE, 2008).

Tabla 2. Concentración de macronutrientes en las plantas de lechuga en los diversos tratamientos (q kg⁻¹).

				/ ·		
Tratamiento	N	Р	K	Ca	Mg	Na
Control	6,46 c	1,96 bc	29,6 d	9,65 a	2,04 ab	4,96
F	14,43 a	1,91 c	39,3 c	9,36 a	2,26 a	5,20
MA	13,34 ab	2,88 a	38,0 c	9,05 a	2,09 ab	6,64
MD	13,54 ab	2,67 a	38,6 c	8,94 a	2,08 ab	5,99
VA	11,76 ab	2,63 a	52,9 a	5,48 b	1,70 b	5,36
MD	13,39 ab	2,48 ab	47,3 b	5,92 b	1,85 b	6,68
ANOVA	***	**	***	***	*	n.s.

***, **.*: Significativo a *P*<0,001, 0,01 y 0,05; n.s.: No significativo.n=4.

La eficacia fertilizante de N fuesolo ligeramente superior en el fertilizante mineralque en las cenizas, y la equivalencia fertilizante de las cenizas superóel 80 % del N mineral. Laeficiencia fertilizante de P logróel 15 % del mineral, pero fue <5 % en todas las cenizas. Esto se debe al elevado aporte de P que realizaron las cenizas ya que no son materiales fertilizantesequilibrados. La equivalencia fertilizante de P en las cenizas respecto a F fue menor en las cenizas M que en las V, y a la vez menor en aquellas utilizadas en la depuración del biogás (8 y 6 % de P en MA y MD; 19 y 13 % de P en VA y VB). Una situación similar se obtuvo para K, con eficacias del 19 y 17 % para MA y MD, respectivamente, y de 17 y 12 % para VA y VD, respectivamente.

El elevado valor neutralizante de las cenizascausóun aumento en el pH del suelo (Tabla 3), factor que puede ser relevante para la disponibilidad de ciertos nutrientes. como P y Fe. Aunque todos los tratamientos incrementaron la CE del suelo respecto al control, el cambio solo resultó significativo en el tratamiento VD. Las cenizas, debido a su escasa concentración de COT, no provocaron cambios en este parámetro del suelo ni en la biomasa microbiana del suelo (B_C y B_N) y la relación B_C/B_N, indicando que no existió cambio en el tipo de población microbiana del suelo.

No se produjeron cambios en la concentración de NT en el suelo por ninguno de los tratamientos fertilizantes, debido a que este nutriente se aplicó en la proporción adecuada para lasnecesidades de las plantas. El exceso de P y K aportado por las cenizas llevó aun aumento de sus concentraciones asimilables en el suelo (Tabla 3). La concentración de P-asimilable fue mayor en el suelo tratado con cenizas de vid. debido a sumayor proporción de formas solubles de P. Aunque la cantidad de P aplicada al suelo por las cenizas fue muy superior aladel fertilizante mineral, incluso superior al K, los aumentos de P asimilable fueron menores que en el caso del K(máximo 7,4 veces la concentración del control en tratamientos con cenizas de vid,para K 10 veces el control). La baja solubilidad del P en las cenizas y su fácil precipitación en suelos calizos hicieron que una elevada proporción del P aplicado permaneciera poco disponible en el suelo.



Tabla 3. Características de los suelos al final del experimento agronómico.

Tratamiento	рН	CE	COT	N	P asim,	K asim,	B _C	B _N
		μS/cm	%	%	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg⁻¹	mg kg ⁻¹
Control	7,6 d	556 b	5,03	0,15	2,8 c	132 c	1230	92
F	7,7 cd	700 b	4,55	0,15	3,9 с	127 c	1825	197
MA	7,9 c	695 b	4,84	0,14	16,0 b	250 b	1281	72
MD	8,0 b	732 b	4,65	0,15	17,2 b	258 b	1127	89
VA	8,3 a	753 ab	4,59	0,14	20,8 a	1309 a	1623	103
VD	8,4 a	1089 a	4,86	0,15	20,6 a	1329 a	1032	83
ANOVA	***	**	n.s.	n.s.	***	***	n.s.	n.s.

^{*:} Significativo a *P*<0.001, 0.01 v 0.05; n.s.: No significativo. n=4.

4. Conclusiones

Las cenizas procedentes de la combustión de madera y de restos de vid presentan elevada alcalinidad con valores neutralizantes interesantescomo enmienda de suelos ácidos. Poseen elevados contenidos de P y K como nutrientes para las plantas pero tienen baja concentración de N, por lo que no se pueden considerar materiales fertilizantes equilibrados. La mayor limitación para el uso agrícola estriba enel elevado contenido salinode las cenizas de vid, que puede provocartoxicidad. La utilización de las cenizas en la depuración del biogás no modifica sustancialmente su composición. Es posible lograr una producción de planta equivalente al fertilizante mineral mediante la utilización de las cenizas en la fertilización de fondo, con alta eficacia fertilizante del N. pudiendo sustituir al menos el 80 % del fertilizante mineral. La dosificación de las cenizas respecto al N conlleva elevada acumulación de P y K en formas asimilables en el suelo. Por tanto, las cenizas de combustión, principalmente de madera, pueden utilizarse en la agricultura como fertilización de fondo en sustitución de los fertilizantes minerales, sin problemas de toxicidad para las plantas y los suelos. Su dosificación debe basarse en su concentración de P y K, suplementando el N mediante fertilización mineral en cobertera.

5. Bibliografía

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009. Guía Práctica de la Fertilización Racional de los Cultivos en España. Centro de Publicaciones, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, pp. 119.

CE, 2008. Reglamento (EC) No 629/2008de 2 Julio de 2008que modifica el Reglamento (CE) No 1881/2006 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productosalimenticios. Diario Of. EU L 173, 6-9.

Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales, 2017. Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE 296, 119396-119450.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado dentro del proyecto Unidad Mixta de Gas Renovable, cofinanciado por la Unión Europea dentro del Programa Operativo FEDER Galicia 2014-2020 y por la Axencia Galega de Innovación (GAIN), con el apoyo de Naturgy y la colaboración de EDAR Bens S.A. (A Coruña, España).



GRUPO OPERATIVO VALORARES: EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE COMPOST PROCEDENTE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN EL OLIVAR TRADICIONAL

<u>David Peña</u>¹, Sebastián Trinidad², Fabián Gordillo³, Damián Fernández¹, Soraya Gómez¹, Jaime Sánchez-Terrón¹, Carmen Martín¹

- (1) Grupo de Investigación Gestión, Conservación y Recuperación de Suelos, Aguas y Sedimentos. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N 06006 Badajoz (España). E-mail: davidpa@unex.es
- (2) 2 COMPLUX Regeneración Ambiental. Ctra Ex 105, km 18.5, 06474, Valdetorres, Badajoz (España)
- (3) Cooperativa Virgen de la Estrella. Calle Mérida, 1, 06230 Los Santos de Maimona, Badaioz (España)

Resumen: El Grupo Operativo Regional "VALORARES" tiene como objetivo el aprovechamiento y valorización de los residuos orgánicos de las industrias agroalimentarias, considerados un problema en el estudio ambiental estratégico del plan integrado de residuos de Extremadura (2016-2022), mediante el proceso de compostaje. Una de las actividades previstas es evaluar el efecto que la aplicación de compost procedente de residuos agroindustriales ejerce en las propiedades de un suelo de olivar tradicional y en su productividad. Para ello, se han seleccionado 5 tratamientos: T0 (sin fertilización) TF (con fertilización química, 3,62 kg/árbol de un fertilizante NPK 15-15-15), TC (aplicación de compost en una cantidad que representa la misma proporción de N suministrada en TF, 40 kg compost/árbol), TCF1 (aplicación de misma dosis de compost que en TC en combinación con fertilización química nitrogenada similar a la de TF, 40 kg compost+ 3.62 kg NPK) y TCF2 (aplicación de misma dosis de compost que en TC en combinación con fertilización química nitrogenada equivalente a la mitad de la suministrada en TF, 40 kg compost + 1.81 kg NPK). A pesar de haberse realizado solamente una aplicación de compost, el contenido en C total del suelo incrementó 1,4 veces (0-10 cm) en los tratamientos que incorporan compost, lo que representa una cantidad de CO₂ fijado en el suelo de 17,2 t ha año 1. Igualmente, la aplicación del compost provocó una mejora significativa en la estabilidad estructural, resistencia a la penetración y porosidad del suelo que se tradujo en un incremento en la productividad con respecto a los tratamientos T0 y TF, aunque únicamente significativo en TCF1. La aplicación del compost seleccionado, además de mejorar la calidad del suelo del suelo de olivar y su productividad, favorece la fijación de C en el mismo, aspecto de máxima relevancia en el contexto actual de cambio climático.

Palabras clave: Alperujo, Compost, Enmienda Orgánica, Olivar, Suelo

1. Introducción

La generación de subproductos o residuos agroindustriales en las diferentes etapas de los procesos productivos, es actualmente una problemática a nivel mundial, debido a que en la mayoría de los casos no son procesados o dispuestos adecuadamente, situación que contribuye al proceso de contaminación ambiental (Vargas *y col.*, 2018). Solamente en España, se estima que la producción anual de este tipo de residuos supera los 25 millones de toneladas.Por tanto, la elevada cantidad de subproductos generados, constituye un serio problema para las industrias del sector, surgiendo la inminente necesidad de elaborar estrategias eficaces en la reutilización y el aprovechamiento de estos subproductos. Los residuos agroindustriales son muy variados y diversos, sin embargo, coinciden en que tienen un alto contenido en materia orgánica.

El bajo contenido de materia orgánica es una característica común de los suelos de ambiente mediterráneo, situación que puede conducir a una mayor degradación de estos suelos, así como a limitar la fertilidad y la productividad de los mismos (López-



Piñeiro y col., 2008). Por ello, la valorización agrícola de los residuos agroindustriales mediante el proceso de compostaje, puede ser una gran alternativa en el aprovechamiento de estos residuos. Por tanto, el compost producido puede ser una solución a la demanda de materia orgánica, los desequilibrios nutricionales de los suelos y los costos de fertilizantes que tienen que asumir los productores agrícolas con el fin de mejorar sus producciones. Además, el desarrollo de estas prácticas de gestión, es una de las prioridades estratégicas de la Unión Europea, en relación con el sistema de Economía Circular (Hueso-González y col., 2018). Este estudio se engloba en el marco del GrupoOperativo Regional "VALORARES" y tiene comoobjetivo determinar el efecto que la aplicación de compost ejerce sobre las propiedades fisicoquímicas y biológicas de un suelo dedicado al cultivo de olivar tradicional.

Además, también fue evaluado el efecto que el compost ejerce sobre el estado nutricional y la producción del olivar.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño Experimental

Un estudio de campo fue llevado a cabo en un olivar tradicional localizado en el municipio de Puebla de Sancho Pérez (38º 25'N 6º 20'O) durante el año 2019. El diseño experimental consistió en 20 subparcelas, con 12 olivos (3 x 4), realizándose en los árboles centrales los muestreos. Los 5 tratamientos seleccionados fueron: T0 (sin fertilización) TF (con fertilización química, 3.62 kg de un fertilizante NPK 15-15-15), TC (aplicación de compost en una cantidad que representa la misma proporción de N suministrada en TF, 40 kg compost/árbol), TCF1 (aplicación de misma dosis de compost que en TC en combinación con fertilización química nitrogenada similar a la de TF) y TCF2 (aplicación de misma dosis de compost que en TC en combinación con fertilización química nitrogenada equivalente a la mitad de la suministrada en TF). El compost, suministrado por la empresa Complus Regeneración Ambiental S.L, con las siguientes propiedades: un 59.5% de materia orgánica, 0.675% de fósforo soluble, 2.94% de potasio total, 1.86% de nitrógeno, <0.01% de polifenoles totales, 8.95 de pH y 5.00 dS m⁻¹ de Conductividad eléctrica. El compost se aplicó en el mes de febrero de forma manual.

2.2. Muestreo y análisis de suelo

En diciembre, se tomaron muestras de suelo de cada subparcela usando una barrena manual a una profundidad de 0-10 cm, a partir de 1 m de distancia del tronco del árbol y siempre dentro de su vuelo o falda. El contenido de Carbono Orgánico Total (COT) fue determinado por oxidación con dicromato. Los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) fueron extraídos con una solución 0.1 M de Na₄P₂O₇. La conductividad eléctrica (CE) fue medida con electrodo de combinación en un extracto de suelo saturado y el pH en una mezcla de suelo/agua 1:1 (p/v). La estabilidad estructural (EE) del suelo se determinó en muestras secas y tamizadas entre 1-2 mm de luz de malla según el protocolo establecido por Sun y col. (1995). In situ, se determinó la resistencia a la penetración mediante un penetrómetro de mano con punta cónica de 1 cm² y la densidad aparente (DA) mediante el uso de cilindros metálicos. La actividad deshidrogenasa (AD) del suelo también fue determinada siguiendo el métodos de García *y col.* (1993).

2.3. Muestreo y análisis del cultivo

En junio se tomaron hojas de olivo (100 hojas por subparcela) con el objetivo de realizar un análisis foliar para determinar el efecto de los diferentes tratamientos en el estado nutricional de los olivos. Los árboles fueron cosechados manualmente en



diciembre y la producción fue determinada al pesar la cantidad de aceitunas recolectadas en los dos árboles centrales.

3. Resultados y Discusión

3.1. Propiedades del suelo

En la Tabla 1 se muestran las propiedades seleccionadas para los suelos de los tratamientos estudiados para la profundidad de 0-10 cm. Todos los niveles de COT fueron bajos, como es habitual en suelos agrícolas de ambiente mediterráneo (Peña y col., 2019). A pesar de realizar una única aplicación de compost, esta incrementó de forma significativa el contenido en COT de los suelos (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades de los suelos en los diferentes tratamientos estudiados (0-10 cm)

	COT	AH	AF	CE	ъЦ	EE	DA	AD (μg INTF
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(dS m ⁻¹)	рН	(%)	(g cm ⁻³)	$g^{-1} h^{-1}$
T0	10,1a	1,25a	0,992a	0,473a	8,19b	8,72a	1,50b	1,37a
TF	12,6b	1,05a	0,933a	1,29b	8,04a	8,11a	1,49b	1,41a
TC	14,9c	1,68b	1,23b	0,483a	8,33b	11,4b	1,43ab	1,60a
TCF1	14,5c	1,49b	1,34b	1,52b	8,06a	11,1b	1,43ab	1,65a
TCF2	14,7c	1,96b	0,990a	1,25b	8,01a	10,9b	1,38a	1,49a

Letras distintas dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0.05)

Con respecto a T0 el contenido en COT incrementó 1.45 veces de media en aquellos tratamientos que recibieron el compost, lo que representa una cantidad de CO₂ fijado en el suelo de 17,2 t ha⁻¹ año⁻¹. Por tanto, considerando que la superficie dedicada al cultivo del olivar en España es de 2,5 millones de ha se podría estimar que la fijación de CO₂ potencial sería de 43 kt año⁻¹. Así, la aplicación de compost procedentes de residuos agroindustriales al suelo podría ser una práctica de gestión eficiente con el fin de potenciar el secuestro de C en el suelo reduciendo, por tanto, las emisiones de gases de efecto invernadero y, en consecuencia, el calentamiento global. El contenido de las fracciones húmicas (AH y AF) también incrementó de forma significativa con el compost. Los valores de CE marcan una tendencia muy clara, siendo la fertilización química la responsable de los incrementos observados en esta propiedad. La aplicación de compost provocó una mejora significativa en la estabilidad estructural del suelo presentado una correlación estadísticamente significativa y positiva con COT (r=0,826; p<0,01) corroborando la importancia de la materia orgánica edáfica como agente cementante. La Tabla 1 muestra como la aplicación del compost reduce los valores de DA mejorando, por tanto, la porosidad. En la figura 1 se muestra el efecto de los diferentes tratamientos en la resistencia a la penetración del suelo, observando como la aplicación de compost reduce la resistencia a la penetración, hecho que puede contribuir a mejorar el crecimiento radicular y la aireación del terreno. La AD es un indicador de la actividad microbiana del suelo, observándose que la aplicación de compost incrementó dicha actividad aunque no de forma significativa (Tabla1), poniéndose de manifiesto que la aplicación de compost utilizado no resultó tóxica para la actividad microbiana del suelo.



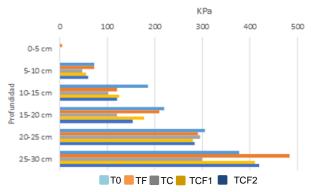


Figura 1. Efecto de los diferentes tratamientos en la resistencia a la penetración del suelo.

3.2. Concentración de nutrientes en la hoja y rendimiento agronómico

En la figura 2 se representan las concentraciones de nutrientes en las hojas para los diferentes tratamientos estudiados. En dicha figura se muestra como el estado nutricional del olivo ha mejorado tras la aplicación de compost tanto en combinación con fertilización química como cuando se aplica en solitario. La aplicación del compost en el olivar no provocó problemas de inmovilización de nutrientes, resultado que concuerda con los obtenidos López-Piñeiro y col. (2011). Destacar que la concentración de Ca disminuyó especialmente en aquellos tratamientos que incorporaron compost+fertilización química, siendo este resultado muy relevante debido al antagonismo que presenta el Ca con los principales nutrientes, como por ejemplo el Fe, nutriente esencial en el cultivo del olivar (Pedrajas, 1999). Los valores de producción registrados fueron 3410 kg ha⁻¹ para T0, 3733 kg ha⁻¹ para TF, 3886 kg ha⁻¹ para TC, 4161 kg ha⁻¹ para TCF1, y 3910 kg ha⁻¹ para TCF2 observándose, por tanto, un ligero incremento tras la aplicación del compost, aunque solamente fue estadísticamente significativo en el tratamiento TCF1. El rendimiento graso en húmedo osciló entre los 22.3 y 22.4% para TC y TF, respectivamente, sin que existan diferencias significativas entre ambos.

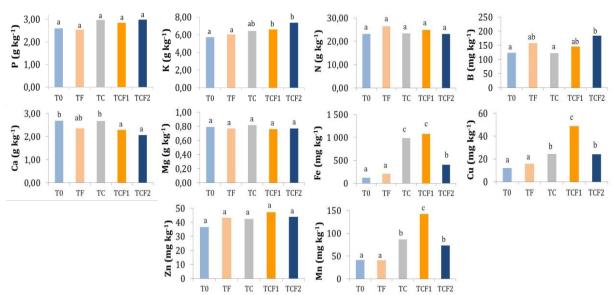


Figura 2. Efecto de los diferentes tratamientos en el estado nutricional del olivo.

4. Conclusiones

La aplicación del compost seleccionado a un suelo de olivar tradicional como enmienda orgánica muestra efectos positivos sobre sus propiedades físico-químicas y



biológicas (incremento en la cantidad y calidad de la materia orgánica, una menor compactación y una mayor actividad microbiana). Por otro lado, el compost produce una mejora en el estado nutricional del cultivo, que puede traducirse en ligeros incrementos en la producción de aceituna. Además, el uso de compost como enmienda orgánica en el olivar resulta ser una práctica de gestión eficiente para combatir el calentamiento global, potenciando el secuestro de C en el suelo que lo recibe.

5. Bibliografía

- García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C., 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. Bioresour. Technol. 44, 17-23.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., Ruiz-Sinoga, J.D., 2018. Benefits of adding forestry clearance residues for the soil and vegetation of a Mediterranean mountain forest. Sci. Total Environ. 615, 796-804.
- Pedrajas, V. 1999. Propiedades del suelo que influyen en la clorosis férrica en olivo (Olea europea L.) var. Picual. pp 95. Trabajo Profesional Fin de Carrera. ETSIAM-Universidad de Córdoba.
- Peña, D., Albarrán, A., Gómez, S., Fernández, D., Rato-Nunes, J.M., López-Piñeiro, A., 2019. Effects of olive mill wastes with different degrees of maturity on behaviour of S-metolachlor in three soils. Geoderma, 348, 86-96.
- Sun H., Larney, F.J., Bullock, M.S., 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown chernozem. Can. J. Soil Sci. 75, 319-325.
- López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Rato-Nunes, J.M., Peña, D., Cabrera, D., 2011. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. Soil Till. Res.114, 175-182.
- Vargas, Y., Pérez, L., 2018. Use of agro-industrial waste in improving the quality of the environment. Rev. Fac. Cienc. Básicas. 14, 59-72.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) de la Unión Europea en el marco del Programa de Desarrollo Rural de Extremadura2014-2020, por la Comunidad Autónoma de Extremadura y por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA).



PERSISTENCIA DE HERBICIDAS APLICADOS DE FORMA REPETIDA EN SUELOS ENMENDADOS CON RESIDUOS ORGANICOS COMPOSTADOS

Jesús M. Marín Benito, M. José Carpio*, M. Jesús Sánchez Martín, M. Sonia Rodríguez Cruz

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España. mjose.carpio@irnasa.csic.es

Resumen: Los residuos orgánicos compostados aplicados al suelo como enmiendas pueden mejorar la calidad de suelos degradados pero también pueden modificar el comportamiento de los pesticidas simultáneamente aplicados. El objetivo de este trabajo fue estudiar la disipación de los herbicidas clortoluron y flufenacet aplicados, por segundo año consecutivo (noviembre 2017), en parcelas experimentales de un suelo sin enmendar (S) y enmendado con sustrato postcultivo de hongos (S+SMS) o compost vegetal (S+GC) sembradas con trigo de invierno. Los residuos SMS y GC se aplicaron al suelo en noviembre 2016 a las dosis de 140 y 85 t ha peso seco, respectivamente. Las parcelas experimentales de 81 m² estuvieron distribuidas al azar con tres repeticiones por tratamiento de suelo. Se hicieron 18 muestreos de suelo superficial (0-10 cm) a distintos tiempos durante 225 días y se determinaron las cantidades remanentes de herbicidas en el suelo. Las curvas de disipación de los dos herbicidas se ajustaron bien al modelo cinético de primer orden multicompartimental (FOMC) con valores de χ^2 <15 y r²≥0.95. Los valores de vida media (DT₅₀) fueron mayores para el herbicida más hidrofóbico, flufenacet, en todos los suelos estudiados y para los dos compuestos disminuyeron hasta dos veces en S+SMS y S+GC con respecto a S. Los valores de DT₅₀ disminuyeron hasta cuatro veces respecto a los calculados después de la primera aplicación, indicando una biodegradación acelerada de los compuestos después de la segunda aplicación. Los resultados indican que la persistencia de clortoluron y flufenacet se modificó por efecto de las enmiendas orgánicas y por la aplicación repetida de los compuestos.

Palabras clave: Disipación, pesticidas, suelo, enmienda orgánica, estudio de campo

1. Introducción

Los residuos orgánicos compostados, aplicados en suelos agrícolas como enmiendas orgánicas, pueden mejorar la calidad de suelos degradados con bajo contenido en carbono orgánico (CO) y baja fertilidad (García-Izquierdo y Lobo-Bedmar, 2008), aunque al mismo tiempo pueden modificar el comportamiento de pesticidas aplicados junto con las enmiendas. El CO y el carbono orgánico disuelto (COD) de las enmiendas orgánicas pueden alterar la adsorción, movilidad y degradación de compuestos orgánicos hidrofóbicos como los pesticidas en el suelo (Pose-Juan y col., 2018).

Los estudios de disipación y persistencia de pesticidas en suelos enmendados con residuos orgánicos bajo condiciones de campo son poco frecuentes y, por lo general, sólo evalúan la disipación de los pesticidas después de una única aplicación. Sin embargo, la aplicación repetida de pesticidas durante sucesivos ciclos de un mismo cultivo es una práctica habitual, especialmente en agricultura convencional, con el posible riesgo de contaminación del suelo y/o agua (García-Delgado y col., 2019; Kaur y col., 2019). Esta aplicación repetida de un pesticida puede tener influencia sobre su persistencia debido a que puede producirse una biodegradación acelerada del mismo por adaptación de los microorganismos del suelo, lo cual puede reducir o eliminar la eficacia del pesticida (Kulshreshtha y col., 2000). La disipación de pesticidas aplicados de forma repetida puede además verse afectada por las condiciones climáticas cambiantes durante cada ciclo de cultivo (Kaur y col., 2019).



Los herbicidas clortoluron y flufenacet se aplican en pre-emergencia en el cultivo de cereales como el trigo de invierno. El clortoluron pertenece a la familia de la fenilurea y está caracterizado por una moderada solubilidad en agua (74 mg L⁻¹, 20°C), baja hidrofobicidad (log Kow= 2,5) y alto potencial de lixiviación (índice GUS= 3,02). El flufenacet es una oxiacetamida con moderada solubilidad en agua (56 mg L⁻¹, 20°C), alta hidrofobicidad (log Kow= 3,2) e intermedia capacidad de lixiviación (índice GUS= 2,23) (PPDB, 2019).

El objetivo de este trabajo fue estudiar las cinéticas de disipación de clortoluron y flufenacet aplicados en pre-emergencia por segundo año consecutivo en parcelas experimentales de un suelo de textura franco-arenosa sin enmendar (S) y enmendado con sustrato postcultivo de hongos (S+SMS) o compost vegetal (S+GC) con el fin de evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas sobre la persistencia de estos compuestos cuando se aplican de forma repetida.

2. Material y Métodos

2.1. Residuos orgánicos y suelo

Los residuos orgánicos utilizados como enmiendas del suelo fueron sustrato postcultivo de hongos (SMS) y compost vegetal (GC). El SMS, procedente del residuo generado tras el ciclo productivo del cultivo de Agaricus bisporus y Pleurotus ostreatus (relación 2:1), y el GC, de restos de poda de árboles y plantas de parques y jardines de Salamanca, fueron suministrados tras un proceso aeróbico de compostaje por Sustratos de La Rioja S.L. (Pradejón, España) y Viveros el Arca (Salamanca, España), respectivamente.

El suelo sobre el que se llevó a cabo el experimento es un Cambisol Eútrico-Crómico con textura franco-arenosa (80,4% arena, 4,7% limo, 14,9% arcilla). Las características de los residuos orgánicos y los suelos sin enmendar y enmendados se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características iniciales de los residuos orgánicos (SMS y GC) y del suelo sin enmendar (S) y enmendado con SMS o GC.

			(-, ,			
Suelo	рН	CO(%)	COD (mg g ⁻¹)	N(%)	C/N	CIC (cmol _c kg ⁻¹)
SMS	7,9	35,0	11,9	2,3	15,2	35,1
GC	7,2	26,7	7,18	1,1	24,3	41,4
S	6,3	0,77	0,12	0,05	11,2	8,5
S+SMS	7,1	2,64	0,50	0,24	12,5	10,9
S+GC	7,0	1,69	0,38	0,14	14,9	11,0

2.2. Experimento de disipación

El experimento de campo se realizó en la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC (Salamanca, España). Se diseñaron 9 parcelas experimentales de 81 m² distribuidas al azar correspondientes a tres tratamientos por triplicado correspondientes a S, S+SMS y S+GC. Los residuos SMS y GC fueron aplicados al suelo en la campaña de cultivo de trigo de invierno anterior (noviembre 2016) a las dosis de 140 y 85 t ha⁻¹ peso seco, respectivamente. Las formulaciones comerciales, Erturon® y Herold®, de los herbicidas clortoluron (clortoluron 50% p/v, Cheminova Agro S.A., Madrid) y flufenacet (flufenacet 40% p/v, Bayer CropScience S.L., Valencia) se aplicaron en pre-emergencia a las dosis de 15 y 6 kg i.a. ha⁻¹, respectivamente, en noviembre de 2017 (346 días después de la primera aplicación). Los datos climáticos se monitorizaron a lo largo de todo el experimento en una estación meteorológica ubicada in situ.



2.3. Muestreos, extracción y análisis de los herbicidas

Se hicieron 18 muestreos de suelo superficial (0-10 cm) a distintos tiempos, después de la aplicación de los herbicidas, durante 225 días. En cada parcela, se tomaron cinco sub-muestras de suelo que fueron homogéneamente mezcladas y tamizadas (<2 mm). Los herbicidas fueron extraídos de cada una de las muestras con acetonitrilo y se cuantificaron las concentraciones en los extractos de suelo mediante HPLC-DAD-MS. Las cantidades de herbicidas remanentes en el suelo se determinaron a cada tiempo de muestreo de acuerdo con los métodos incluidos en Marín-Benito y col. (2019).

2.4. Modelización y análisis estadístico de los datos experimentales

Las curvas de disipación se ajustaron a los modelos cinéticos de primer orden (SFO) y primer orden multicompartimental (FOMC) y se determinaron los parámetros cinéticos, tiempo de disipación del 50% (DT₅₀) y 90% (DT₉₀) de los herbicidas, en los suelos sin enmendar y enmendados utilizando el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos de disipación utilizando la hoja Excel con la herramienta Solver (FOCUS, 2006).

3. Resultados y Discusión

Las curvas de disipación de los dos herbicidas se ajustaron mejor al modelo bifásico FOMC (Figura 1) con valores de $\chi^2 \le 14.7$ y $r^2 \ge 0.95$ (Tabla 2). Los valores de DT₅₀ fueron mayores para el flufenacet (más hidrofóbico) que para el clortoluron (más soluble en agua) en todos los suelos estudiados. Los valores de DT₅₀ para los dos herbicidas disminuyeron hasta dos veces en S+SMS y S+GC con respecto a S. El mayor contenido en COD en los suelos enmendados (Tabla 1) podría haber aumentado la cantidad de clortoluron en solución y facilitado su disponibilidad y disipación por diferentes procesos (degradación, movilidad, etc.). En el caso de flufenacet, durante la primera fase hubo una mayor velocidad de disipación en los suelos enmendados (valores de DT₅₀ menores que el de S), que podría ser debida a una mayor biodisponibilidad del compuesto, mientras que durante la segunda fase la velocidad de disipación disminuyó en S+SMS y S+GC (valores de DT90 mayores que el de S). Esta desaceleración de la disipación durante la segunda fase podría ser debida al mayor contenido en CO de los suelos enmendados (Tabla 1) que podría facilitar la formación de residuos enlazados menos biodisponibles para su degradación. Los valores de DT₅₀ de los dos herbicidas siguieron el orden S>S+SMS>S+GC, aunque los valores de DT₅₀ en S+SMS y S+GC fueron próximos en el caso del clortoluron y para flufenacet el valor de DT50 en S fue próximo al del S+SMS (Figura 1, Tabla 2).



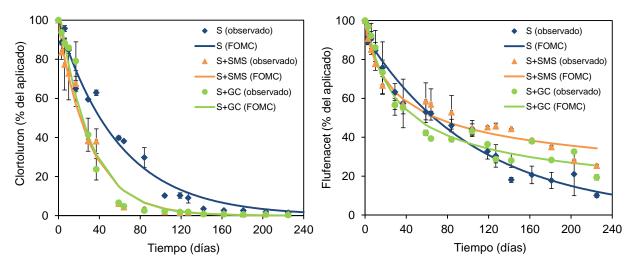


Figura 1. Curvas de disipación de clortoluron y flufenacet en el suelo sin enmendar y enmendado con SMS o GC y ajuste de los datos al modelo cinético FOMC.

Tabla 2. Parámetros de disipación (DT₅₀ y DT₉₀) de clortoluron y flufenacet en el suelo sin enmendar y enmendado con SMS o GC y parámetros de bondad de ajuste al modelo cinético FOMC.

-		Clo		FI	ufenacet			
Suele	DT_{50}	DT_{90}	χ^2	r^2	DT_{50}	DT_{90}	χ^2	\mathbf{r}^2
Suelo	(días)	(días)	,,		(días)	(días)	,,	
S	41,1	136,5	9,3	0,982	75,6	254,3	5,8	0,972
S+SMS	21,8	72,3	8,1	0,983	73,6	8516	6,4	0,951
S+GC	20,7	68,8	14,7	0,975	42,9	1334	5,3	0,969

Los valores de DT₅₀ de los dos herbicidas fueron hasta cuatro veces menores que los calculados después de la primera aplicación (Marín-Benito y col., 2020), lo cual indica que existe una biodegradación acelerada de los compuestos por parte de los microorganismos después de la segunda aplicación. Un efecto similar de incremento de la disipación se ha observado en estudios previos con otros herbicidas aplicados de forma repetida (Kaur y col., 2019). La alta precipitación acumulada (68,4 mm) durante los 64 días siguientes a la segunda aplicación de los herbicidas podría haber contribuido a la disminución de la persistencia de los compuestos en superficie y a una aceleración de su disipación. De forma similar, Johnstone y col. (1998) establecieron una relación entre la persistencia del herbicida trifluralina y las condiciones climáticas (precipitación total y media de la temperatura máxima) 60 días después de su aplicación repetida en parcelas experimentales.

4. Conclusiones

La velocidad de disipación de los herbicidas en el suelo enmendado con los residuos orgánicos SMS y GC estuvo principalmente condicionada por las características de los compuestos. Los resultados ponen de manifiesto que la persistencia de clortoluron y flufenacet se modificó por efecto de las enmiendas orgánicas SMS y GC (contenido en CO y COD) y también por la aplicación repetida de los compuestos (aceleración de la disipación) bajo condiciones reales de campo.

5. Bibliografía

FOCUS (FOrum for Co-ordination of pesticide fate models and their USe). 2006. Guidance Document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate studies on pesticides in EU registration. Report of the FOCUS work group on degradation kinetics. EC Documents Reference Sanco/10058/2005 version 2.0 (434 pp).



- García-Delgado C., Barba V., Marín-Benito J.M., Igual J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2019. Influence of different agricultural management practices on soil microbial community over dissipation time of two herbicides. Sci. Total Environ. 646, 1478-1488.
- García-Izquierdo, C., Lobo-Bedmar, M.C., 2008. Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid, pp. 425-448.
- Johnstone P.K., Jolley A.V., Code G.R., Moerkerk M.R., Corbett A., 1998. Degradation of trifluralin in three Victorian soils long-term field trials. Aust. J. Exp. Agric. 38, 363-374.
- Kaur P., Bhullar M.S., 2019. Effect of repeated application of pendimethalin on its persistence and dissipation kinetics in soil under field and laboratory conditions. Environ. Technol. 40, 997-1005.
- Kulshreshtha S., Singh S.B., Lal S.P., Yaduraju N.T., 2000. Effect of long term application of pendimethalin enhanced degradation in soil. Pest Manag Sci. 56, 202-206.
- Marín-Benito J.M., Carpio M.J., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2019. Previous degradation study of two herbicides to simulate their fate in a sandy loam soil: Effect of the temperature and the organic amendments. Sci. Total Environ. 653, 1301-1310.
- Marín-Benito J.M., Carpio M.J., Mamy L., Andrades M.S., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2020. Field measurement and modelling of chlorotoluron and flufenacet persistence in unamended and amended soils. Sci. Total Environ. 725, 138374.
- Pose-Juan E., Marín-Benito J.M., Sánchez-Martín M.J., Rodríguez-Cruz M.S., 2018. Dissipation of herbicides after repeated application in soils amended with green compost and sewage sludge. J. Environ. Manag. 223, 1068-1077.
- 2019. Pesticide Properties Database. UK: University of Hertfordshire, http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm (fecha de consulta: 15/01/ 2020).

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por MINECO y MICIU / FEDER UE (AGL2015-69485-R y RTI2018-101587-J-I00). Jesús M. Marín Benito agradece al MINECO por su contrato Juan de la Cierva-Incorporación (IJCI-2014-19538). M. José Carpio agradece a la Junta de Castilla y León por su contrato predoctoral cofinanciado con fondos FEDER.



EFECTO SOBRE LA PRODUCCION DE LECHUGA BABY LEAF VAR. LIGIER RZ (RIJK ZWAAN) DE DIFERENTES COMPOST AGROALIMENTARIOS: EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES Y SECUESTRO DE CARBONO

Encarnación Martínez-Sabater¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Javier Andreu¹, Enrique Agulló¹, María Ángeles Bustamante¹, José Antonio Pascual², Margarita Ros², Juan A. Fernández³, Catalina Egea-Gilabert³, Raúl Moral¹

¹Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche, EPS-Orihuela, ctra. Beniel Km 3.2, Orihuela, Alicante, 03312.

²Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. CEBAS-CSIC, Campus de Espinardo, Murcia, E-30100.

³Dpto. Ingeniería Agronómica, Univ. Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 48, 30203 Cartagena Murcia.

Correo electrónico: enkarnims@hotmail.com

Resumen: Los materiales fertilizantes de origen orgánico son cada vez más demandados como insumos con el fin de generar alimentos de forma sostenible y segura. El objetivo de este trabajo fue la validación de 23 productos biofertilizantes (compost) elaborados a partir de mezclas de residuos de origen agroindustrial (residuo de la elaboración de gazpacho, alperujo, puerro) y poda de vid como material estructurante, que fueron aditivados o no, al inicio de la fase de madurez, con residuos o subproductos de origen agroalimentario (residuos de café, tomillo, lavanda y jara). Se planteó un ensayo de fertilización, en condiciones controladas en invernadero, con lechuga baby leaf var. Ligier RZ (Rijk Zwaan), en macetas con suelo fertilizados (dosis normalizada a 150 kg N/ha) con los diferentes compost elaborados (aditivados y sin aditivar). En el suelo se analizó pH, conductividad eléctrica, nitratos, N total y C orgánico oxidable al inicio y al final del cultivo, y en las plantas de lechuga se evaluó la biomasa (peso fresco y seco), C total, NPK y el contenido de micronutrientes. En planta, el tipo de compost influyó significativamente en el peso fresco y seco, así como en diferentes elementos (C, P, K, Ca, Mg, Cu y Mo). En cambio, no se observaron diferencias significativas para el N y el Zn y solo ligeras diferencias para Na, Fe y Al. La lavanda fue el aditivo que indujo un mayor contenido de Fe y Al en el cultivo de lechuga. Además, el tipo de compost influyó de manera significativa en la conductividad eléctrica, los nitratos y el C orgánico oxidable analizados en el suelo al final del experimento.

Palabras clave: Residuo agroindustrial, aditivo, nutrientes, compost, cultivo hortícola.

1. Introducción

En 2017, la superficie dedicada al cultivo de lechuga en España fue de unas 34.500 hectáreas, superando las 950.000 toneladas de producción (MAPA, 2020). Tanto en la fase de producción como en la de transformación, en la industria agroalimentaria se generan grandes cantidades de residuos de origen vegetal, siendo el compostaje una técnica muy adecuada para gestionar y valorizar estos residuos obteniendo un producto inocuo que podemos utilizar con garantías fomentando la economía circular. El objetivo de este trabajo fue realizar un ensayo de validación de fertilizantes orgánicos, obtenidos mediante compostaje de residuos agroindustriales, en condiciones de invernadero y sobre un cultivo de lechuga estudiando los efectos sobre el suelo y la planta.

2. Material v Métodos

Se probaron para su validación 23 compost elaborados a partir de residuos de origen agroindustrial (residuo de elaboración de gazpacho, alperujo y puerro) y poda de vid como material estructurante, que fueron aditivados o no, al inicio de la fase de



madurez, con residuos o subproductos de origen agroalimentario (residuos de café, tomillo (Thymus vulgaris), lavanda (Lavandula angustifolia) y jara (Cystus ladanifer)) con un 8% de aditivo respecto a peso fresco. Los ingredientes de los compost sin aditivar respecto a peso seco fueron: C1: 47,2% poda vid + 34,3% restos gazpacho+18,5% puerro; C2: 54,1% poda vid + 45,9% restos gazpacho; C3: 72,0% poda vid + 28,0% puerro; C4: 45,6% poda vid + 20,8% puerro + 33,6% alperujo; C5: 41,8% poda vid + 24,7% restos gazpacho + 33,5% alperujo; C6: 41,0% poda vid + 20,8% restos gazpacho + 8,0% puerro + 30,2% alperujo. En condiciones controladas en invernadero, se estableció un cultivo de lechuga baby leaf var. Ligier RZ (Rijk Zwaan), en macetas con suelo:vermiculita (70:30, v:v) fertilizado (dosis normalizada a 150 kg N/ha) con los diferentes compost elaborados (aditivados y sin aditivar). Se plantearon 23 tratamientos fertilizantes con un total de 6 repeticiones por tratamiento. El suelo utilizado en el experimento era calizo, con un 12,2% de CaCO₃ activo, de textura franco-arcillosa, pH de 8,29, conductividad eléctrica de 0,44 dS/m, contenido de NO₃ de 231 mg/kg, de P asimilable de 45,4 mg/kg, de N total Kjeldahl de 0,13% y con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 11,3 expresada en 1/2 cmol Ba²⁺/kg. Se colocaron 5 semillas de lechuga por maceta y después de 15 días se normalizó a 3 individuos por maceta. Se realizaron 3 cortes del cultivo (30, 50 y 67 días tras la siembra), muestreando también el suelo al finalizar el ciclo de cultivo.

En el suelo se determinó el pH, la conductividad eléctrica (CE), el C orgánico oxidable (Cox), nitratos, P y el N total Kjeldahl (NTK), y en las plantas se determinó el peso fresco, peso seco, N, P, K, Ca, Mg y el contenido en microelementos. Todos estos parámetros se determinaron según se detalla en Vico y col. (2020). El análisis estadístico estuvo basado en un análisis de la varianza MLG-Univariante, que permitiera evaluar el efecto de las variables consideradas: tipo de compost y el aditivo utilizado. Cuando la F-ANOVA mostró significación, se realizó el contraste post-hoc Tukey-b. Previamente al ANOVA, se evaluaron la normalidad y homogeneidad de las varianzas utilizando los tests de Shapiro-Wilk y Levene. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa informático SPSS 22.0.

3. Resultados y Discusión

3.1. Análisis del material vegetal

En la tabla 1 se muestra el efecto del tipo de compost sobre las propiedades morfológicas del cultivo de lechuga y contenido de macro y microelementos en la parte aérea al final del experimento. Se observaron diferencias significativas según el tipo de compost estudiado, en el caso de los nutrientes, para el C, P, K, Ca, Mg, Cu y Mo. En cambio, no se observaron diferencias significativas para el caso del N y el Zn y solo ligeras diferencias para el Na, Fe y Al (datos no mostrados). Las lechugas fertilizadas con los compost C4 alcanzaron mayores valores de peso fresco y seco, así como mayor contenido de K y Mo. Las plantas de lechuga fertilizadas con los compost C1, C2 y C4 mostraron valores más elevados de K, similares a los obtenidos por Sönmez y col. (2017) en un ensayo de invernadero con cultivo de lechuga usando como fertilizante compost de residuos agrícolas.



Tabla 1. Efecto del tipo de compost sobre las propiedades morfológicas y contenido de macro y micronutrientes en hoia de lechuga al final del experimento

_	PF	PS	C	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Мо
Compost	(g)	(g)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)
C1	5,25a	0,16a	39,4ab	2,00a	0,51c	4,21b	1,34ab	0,48abc	7,14ab	0,81a
C2	4,87a	0,16a	38,4a	2,01a	0,52c	4,25b	1,64b	0,54c	7,68b	0,87a
C3	5,04a	0,15a	40,2b	2,09a	0,48abc	3,91a	1,24a	0,41a	6,51a	0,79a
C4	6,15b	0,19b	39,2a	2,05a	0,49bc	4,40b	1,51ab	0,50bc	7,34ab	0,97b
C5	4,87a	0,15a	39,5ab	2,03a	0,43a	3,82a	1,25a	0,44ab	6,78a	0,78a
C6	5,03a	0,15a	38,5a	2,02a	0,45ab	3,93a	1,31a	0,45ab	6,78a	0,83a
F-anova	***	***	***	۸,0	***	***	***	***	**	***
	20	10	6,6	NS	10	13	5,8	6,4	4,9	12

PF: peso fresco, PS: peso seco. *, **, ***: Significativo a P< 0,05, 0,01, 0,001, respectivamente. Valores promedio en una columna seguida de la misma letra no son significativamente diferentes a P< 0,05 (test Tukey-b).

Las plantas que fueron fertilizadas con los compost C1 y los compost C2 almacenaron también más cantidad de P. Asimismo, la aportación de Mg y Cu a las hojas de lechuga fue mayor en la fertilización con los compost C2. Con relación al efecto del aditivo, la lavanda propició los mayores valores de Ca, Mg, Fe y Al a las plantas de lechuga (Tabla 2).

Tabla 2. Efecto del aditivo sobre los macro y micronutrientes en hoja de lechuga.

Aditivo	С	N	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Мо	Al
Auitivo	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
Sin aditivo	39,1abc	2,06bc	1,36a	0,46 ^a	0,57a	267a	73,0a	0,84a	325a
Café	39,3bc	1,97ab	1,36a	0,47 ^a	0,56a	238a	70,0a	0,85ab	297a
Jara	38,6ab	2,08c	1,31a	0,45 ^a	0,56a	247a	71,6a	0,78a	330a
Tomillo	39,5c	2,05abc	1,35a	0,46 ^a	0,59ab	225a	74,5a	0,86ab	280a
Lavanda	38,4a	1,95a	1,69b	0,55b	0,62b	807b	83,3b	0,93b	1103b
F-anova	**	**	**	**	**	***	**	**	***
	4,6	4,5	4,8	4,7	<i>5,4</i>	7,2	3,9	5,3	6,8

^{*, **, ***:} Significativo a P< 0,05, 0,01, 0,001, respectivamente. Valores promedio en una columna seguida de la misma letra no son significativamente diferentes a P< 0,05 (test Tukey-b).

3.2. Análisis del suelo

El efecto del tipo de compost sobre las propiedades del suelo al inicio y al final del experimento se muestra en la tabla 3. El tipo de compost utilizado indujo diferencias poco significativas en los valores de pH de los suelos al inicio, no observándose diferencias significativas al final del experimento, aunque sí que se observó una ligera disminución de los niveles de pH en los suelos finales, respecto a los iniciales. Los compost C1 fueron los que menos salinidad aportaron al inicio, pero mantuvieron una salinidad residual mayor. Los suelos fertilizados con los compost C3 mostraron al final del experimento mayor contenido en carbono orgánico (1,1%) y en nitratos (60,1mg/kg). Los compost C5 y C6 aportaron al inicio más NTK y también fueron los que redujeron su contenido de forma más significativa al final del experimento. Para todos los tratamientos, el contenido en nitratos se redujo de forma muy significativa al final del experimento. Los compost C1 y C3 aportaron más nitratos al inicio, siendo los compost C3 los que proporcionaron un mayor contenido residual en el suelo al final. Respecto al carbono orgánico hubo diferencias significativas tanto al inicio como al final de experimento entre los tratamientos. El contenido en carbono orgánico disminuyó al final del experimento salvo en el caso de los compost C3 y C6.



Tabla 3. Efecto del tipo de compost sobre las propiedades del suelo al inicio (i) y al final (f) del experimento.

Compos			CE i	CE f	NTK i	NTK f	NO ₃ i	NO ₃ f	Corg i	C _{orq} f
t	рН і	pH f	(dS/m)	(dS/m)	(%)	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(%)	(%)
C1	8,92b	8,68a	0,24a	0,45c	0,13a	0,126a	252b	39,2b	0,93ab	0,79a
C2	8,84ab	8,64a	0,26ab	0,34b	0,14ab	0,132ab	243ab	41,5b	1,0bc	0,85ab
C3	8,75a	8,67a	0,32c	0,32ab	0,14ab	0,135b	258b	60,1c	0,93ab	1,1d
C4	8,78a	8,66a	0,29bc	0,31ab	0,14a	0,133ab	224a	42,7b	0,88a	0,97c
C5	8,83ab	8,68a	0,27ab	0,30a	0,16b	0,132ab	240ab	22,5a	1,1c	0,93bc
C6	8,80a	8,66a	0,28ab	0,30a	0,16b	0,134b	224a	28,3a	0,94ab	0,97c
F-anova	**	NS	**	***	***	*	**	***	***	***
	4,8		4,8	<i>4</i> 5	8,8	3,3	5,0	21	9,4	10,2

CE: conductividad eléctrica, NTK: N total Kjeldahl, Corg: C orgánico.*, **, ***: Significativo a P< 0,05, 0,01, 0,001, respectivamente. Valores promedio en una columna seguida de la misma letra no son significativamente diferentes a P< 0,05 (test Tukey-b).

En la tabla 4 se muestra el efecto del tipo de aditivo sobre diversas propiedades del suelo al inicio y al final del experimento. El tipo de aditivo que incluían algunos compost influyó muy significativamente en los valores del pH final y ligeramente en los valores de NTK inicial y final y carbono orgánico inicial y final. Al final del ensayo, los valores de pH, NTK y C orgánico disminuyeron ligeramente, mientras que el contenido de nitratos disminuyó de forma muy acusada. Los valores de CE aumentaron en todos los casos.

Tabla 4. Efecto del tipo de aditivo sobre las propiedades del suelo al inicio (i) y al final (f) del experimento.

Aditivo	рН і	pH f	CE i (dS/m)	CE f (dS/m)	NTK i (%)	NTK f (%)	NO ₃ i (mg/kg)	NO ₃ f (mg/kg)	Corg i (%)	Corg f (%)
Sin aditivo	8,85a	8,71c	0,27a	0,35a	0,144ab	0,130a	232a	39,1 ^a	0,97ab	0,92a
Café	8,85a	8,64ab	0,27a	0,34a	0,143a	0,132a	242a	31,3 ^a	0,89a	0,87a
Jara	8,83a	8,66abc	0,26a	0,33a	0,161b	0,135a	241a	38,9 ^a	0,97ab	0,93a
Tomillo	8,80a	8,69bc	0,27a	0,30a	0,145ab	0,134a	237a	36,1 ^a	1,04b	0,89a
Lavanda	8,79a	8,61a	0,29a	0,32a	0,155ab	0,131a	233a	29,8 ^a	0.99b	0,98a
F-anova	NS	***	NS	NS	*	*	NS	NS	**	*
		6,3			3,1	2,3			4,6	2,2

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio de validación de 23 tratamientos fertilizantes (compost) nos permiten concluir que los compost C4, elaborados principalmente a partir de puerro, alperujo y poda de vid, han resultado ser más adecuados desde el punto de vista comercial, con mayor peso fresco y seco en las lechugas, los compost C2, constituidos por residuo de gazpacho y poda de vid, han aportado un mayor valor nutricional al cultivo, con mayores contenidos en K, P Ca, Mg y Fe, mientras que los compost C3, con puerro y poda de vid, han contribuido a incrementar el C orgánico del suelo.

Los resultados también indican que los materiales fertilizantes orgánicos utilizados en este ensayo pueden ser utilizados como enmienda orgánica para la producción de lechuga en condiciones de invernadero siendo, al mismo tiempo, una estrategia eficiente para gestionar y valorizar residuos procedentes de la industria agroalimentaria. Es necesaria más investigación para estudiar el efecto de estos compost a largo plazo y optimizar su aplicación en el campo.



5. Bibliografía

MAPA, 2020. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Anuario de estadística.

Sönmez İ., Kalkan H., Demir H., Külcü R., Yaldiz O., Kaplan M., 2017. Mineral composition and quality parameters of greenhouse-grown lettuce (Lactuca sativa L.) depending on fertilization with agricultural waste composts. Acta Sci. Pol. Hortorum Cultus 16, 85-95.

Vico A., Saez J.A., Perez-Murcia M.D., Martínez-Tome J., Andreu-Rodriguez J., Agullo E., Bustamante M.A., Sanz-Cobena A., Moral R., 2020. Production of spinach in intensive Mediterranean horticultural systems can be sustained by organic-based fertilizers without yield penalties and with low environmental impacts. Agric. Syst. 178, 102765.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (ERDF, "Una manera de hacer Europa") en el marco del Proyecto "Obtención y validación de compost como biofertilizante, inductor de resistencia a fitopatógenos y de cualidades saludables en el marco de una producción intensiva sostenible". (Proyecto AGL2017-84085-C3-2-R).



APLICACIÓN DE TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS VEGETALES EN PLANTAS DE PIMIENTO. EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO Y DEL CONTROL DE PHYTOPHTHORA CAPSICI IN VIVO E IN VITRO.

M. Remedios Morales-Corts, Ana Isabel González-Hernández, María Ángeles Gómez-Sánchez, M. Belén Suárez-Fernández y Rodrigo Pérez-

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales (Universidad de Salamanca) Avda. Filiberto Villalobos, 119, 37007-Salamanca,e-mail: reme@usal.es

Resumen: En este trabajo se evalúa el efecto de la aplicación de té de compost de residuos de jardinería (40 ml semanales) sobre planteles de pimiento, cultivados en macetas. El té fue obtenido del compost en proporción 1:5 (v/v) con agua y filtrado tras 5 días de maceración, realizando una aireación de 5 h al día. Se plantearon 6 tratamientos con 9 repeticiones por planta cada uno. T1. Control con té de compost. T2. Té de compost + Phytophthora capsici (inoculada una semana después del trasplante). T3. P. capsici inoculada una semana después del trasplante. T4. Té de compost + P. capsici (inoculada 4 semanas después del trasplante). T5. P. capsici (inoculada 4 semanas después del trasplante). T6. Control sin ninguna aplicación. Las plantas se desarrollaron sobre un sustrato deficiente en nutrientes. Se estudió el poder supresor del té sobre este patógeno y el efecto vigorizante sobre el crecimiento de las plantas. Por otro lado, se evaluó la capacidad supresora in-vitro en placas Petri con medio PDA. Como resultados se determinó que las aplicaciones semanales de té adelantan el ciclo del cultivo y se incrementa el rendimiento frente al control (se duplica la producción de frutos y el peso medio del fruto). El té no aportó todos los nutrientes necesarios para el cultivo, siendo necesaria una fertilización complementaria. Los daños causados por el patógeno se hicieron más patentes con inoculación temprana. La aplicación de té provocó un efecto supresor sobre P. capsici tanto en los ensayos in-vitro como in vivo.

Palabras clave: Capsicum annuum L., control biológico, efecto vigorizante, Phytophthora capsici.

1. Introducción

El cultivo del pimiento (Capsicum annuum L.) constituye un elemento básico dentro de la economía rural de regiones enteras en el mundo, especialmente América Latina, Asia y los países del mediterráneo y es esencial en la alimentación de la mayor parte de las culturas. La producción mundial anual está en más de 31.000.000 t (FAO, 2018) y en España la producción nacional está cerca de 1,106 t. Uno de los principales condicionantes del cultivo son las pérdidas ocasionadas por la desecación de plantas en plena producción, provocadas por diversos hongos del suelo debido a la repetición de su cultivo y la poca efectividad de los tratamientos una vez implantado (Andrés y col. 2005). Uno de los patógenos más importantes que causan tristeza de pimiento, a nivel mundial, es el oomiceto Phytophthora capsici que deja además los suelos infectados e inhábiles para el cultivo hortícola (Ezziyyani y col. 2005). Según Martínez y col. (2006) la microbiota fúngica del suelo parece estar implicada en los efectos de fatiga del suelo en invernaderos de la zona de Murcia, y entre los hongos implicados está P. capsici. La limitación actual de las materias activas autorizadas para el control fitosanitario y la tendencia hacia una agricultura cada vez más ecológica hace que resulte necesario encontrar nuevas formas de control fitosanitario de enfermedades. Una de las alternativas posibles es la utilización de tés de compost que se obtienen por fermentación de compost en fase líquida. En general, los tés 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 la capacidad de los tés de compost para



suprimir una gran variedad de patógenos (Marín y col. 2014; Morales-Corts y col. 2018). La supresividad de los compost de residuos vegetales, es considerada cada vez más, como una opción de control biológico (Pané y col. 2020).

Además, en los tés de compost, destaca su acción promotora del crecimiento vegetal en la producción de cultivo y el potencial del té de compost para suplementar o sustituir otros tipos de fertilizantes parece prometedor (Reeve y col. 2010).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue estudiar los efectos de la aplicación de té de compost de residuos de jardinería sobre el crecimiento de pimiento en maceta y evaluar su efecto supresor frente a P. capsici analizando el efecto en un ataque temprano y tardío.

2. Material y Métodos

Se realizó un ensayo inicial in vitro que nos permitió determinar un primer efecto supresor del té de compost frente a P. capsici. Se prepararon placas Petri de 85 mm de diámetro con medio PDA para el crecimiento de hongos. Se estudió el efecto de reducción del crecimiento de tres cepas de P. capsici cedidas por Neiker. En el centro de la placa se introdujo un cuadrado de 10 mm de lado de cada uno de los hongos fitopatógenos. En la preparación del medio se incluyó una concentración de 1:10 (v/v) de té de compost. Se incluyeron testigos de cada cepa en PDA para valorar su crecimiento en ausencia de té. En todos los casos se realizaron 5 repeticiones por placa. Se valoró la aparición de unidades formadoras de colonias (ufc) y el diámetro de crecimiento del hongo (mm) a los 2, 7 y 12 del establecimiento del ensayo. Al final, se calculó el ICR (índice de crecimiento relativo del hongo con relación al crecimiento de la colonia sin té de compost).

Por otro lado, se estableció un experimento in vivo de cultivo de pimiento en invernadero enfrentando una de las cepas de P. capsici (previamente seleccionada como la más patógena) con té de compost, aplicando dosis semanales de 40 ml de té sobre el sustrato. Se establecieron planteles de pimiento cv. Morrón de Conserva 4 con 4 hojas verdaderas en macetas de dimensiones 15 cm de alto, 12 cm de base inferior y 15 cm de base superior. El sustrato utilizado fue esterilizado y estaba compuesto por: 50% turba rubia, 37,5% suelo arenoso, 12,5% vermiculita. Se plantearon 6 tratamientos con 9 repeticiones por planta cada uno. T1: Control con té de compost. T2: Té de compost + P. capsici (inoculada una semana después del trasplante). T3: P. capsici inoculada una semana después del trasplante. T4: Té de compost + P. capsici (inoculada 4 semanas después del trasplante).T5: P. capsici (inoculada 4 semanas después del trasplante). T6: Control sin ninguna aplicación. Se utilizó un té de compost de residuos de jardinería obtenido en proporción 1:5 (v/v) con agua y 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, 2240 ppm de nitrógeno, 61 ppm de fósforo, 2851 ppm de potasio y un 10,3% de ácidos húmicos sobre m.s. El contenido microbiológico fue estimado en: bacterias aerobias totales (2 x 10⁷ ufc/ml), actinobacterias (7,4 x 10⁴ ufc/ml), hongos totales (2,7 x 10² ufc/ml) y Trichoderma spp. (2,6 x 10² ufc/ml). El patógeno se inoculó siguiendo el protocolo Rice grain method (Holmes y Benson, 1994). Se utilizaron 6 granos de arroz que contenían el inóculo por maceta. Se evaluaron parámetros de crecimiento y desarrollo (diámetro de la planta, contenido en clorofila a mitad de ciclo-SPA 502, peso seco del sistema radicular y parte aérea), parámetros de producción (fecha de inicio de floración, peso y nº de frutos por planta) y la incidencia del patógeno (escala 1-5) siguiendo el criterio de síntomas específicos. Se realizó un tratamiento estadístico mediante ANOVA y test de rangos de Tukey.



3. Resultados y Discusión

El ICR, obtenido como valor medio, para cada una de las tres cepas de P. capsicifue de 30,4, 28,6 y 31,4 Este valor nos indica que el té de compost presenta un alto valor supresor frente a este patógeno, ya que, como señalan Bernal-Vicente y col. (2008) podemos considerar un biocontrol positivo cuando el tamaño de la colonia se reduce en un 50% respecto al control. A los 2 días se contabilizaron en las placas con té de compost más de 1000 ufc en todas ellas, lo que supone, desde el primer momento, una alta carga microbiana.

En la tabla 1, se muestran los resultados de los parámetros de crecimiento del pimiento, de su producción en maceta y de la severidad del ataque de los dos patógenos (realizando inoculaciones en dos momentos del ciclo), con y sin aplicaciones de té de compost.

Tabla 1. Efecto del té de compost sobre el crecimiento, producción e incidencia de P. capsici

en cultivo de pimiento.

	Fecha inicio de floración	Contenido en clorofila (ud SPA)	Diámetro (mm)	Nº frutos	Peso total de frutos (g)	Peso medio fruto (g)	Peso seco raíz (g)	Peso seco parte aérea (g)	Incidencia del patógeno
T1 (té)	13-VII	37,6a	8,97a	5	322,19	64,44a	8,71ab	5,25b	0
T2 (té+P1)	13-VII	38,7a	9,10a	6	249,58	41,60b	8,94ab	6,07ab	0
T3 (P1)	20-VII	39,4a	7,65c	7	154,44	22,06d	3,70cd	3,55c	3
T4 (té +P4)	13-VII	38,5a	8,92a	5	228,38	45,68b	10,59a	6,42ab	0
T5 (P4)	20-VII	38,6a	8,40abc	4	147,13	36,78bc	4,98c	4,55bc	2
T6 (C)	20-VII	39,8a	7,92bc	6	162,23	27,04c	8,66ab	4,95b	0

Diferentes letras en la misma columna y cultivar indican diferencias significativas (p<0,05) según el test de Tukey.

El tratamiento con té (T1) ofrece los mejores resultados en biomasa producida. siendo muy relevante el peso total de frutos y el peso medio del fruto. Según Marín y col., (2014) este hecho puede ser producido por el aporte de nutrientes del té y el efecto promotor del crecimiento que pueden generar los ácidos húmicos y la población microbiana. Ros y col. (2020) observaron meioras en el crecimiento y calidad de babyespinacas posiblemente debido al complemento de sustancias beneficiosas para el crecimiento vegetal aportadas por té de compost. También, Reeve y col. (2010) indican que los nutrientes del té de compost pueden suplementar o sustituir otros tipos de fertilizantes. Hay que señalar que la aplicación de té de compost realizada en este ensayo no aporta todos los nutrientes necesarios para el cultivo, ya que las plantas control mostraron deficiencias nutritivas desde mitad del ciclo.

En la tabla 1 podemos observar también que los tratamientos que reciben té de compost inician la apertura de la primera flor unos días antes que en los tratamientos en los que no se aplica. Este resultado nos indica que las aplicaciones de té adelantan el ciclo del cultivo. Este hecho también fue observado, en cultivo de patata, con aportes de té de compost de residuos de jardinería (López-Martín y col. 2018).

El tratamiento inoculado con P. capsici una semana después del trasplante (T3), presenta resultados muy inferiores al control, tanto en peso de frutos como en peso seco de tallo y radicular. Se observaron daños en las plantas y la sintomatología se consideró de daño 3 (raíces negras, cuello estrecho, tallo delgado, decaimiento foliar y clorosis muy acusada). La inoculación del patógeno a las 4 semanas del trasplante (T5) mostró menos incidencia que la inoculación a la semana. Los tratamientos con té y Phytophthora (T2 y T4) bajan la incidencia del patógeno y muestran mayor peso de frutos, peso medio del fruto, peso seco de raíz y parte aérea que sus correspondientes testigos. El efecto supresor consideramos que principalmente puede deberse al componente microbiano del té, ya que tanto Trichoderma harzianum como las



actinobacterias han mostrado eficacia en la reducción efectiva del ataque de *Phytophthora capsici* (Ezziyyani y col. 2005). Marín y col. (2014) comprobaron el efecto supresor de tés aireados y no aireados a partir de residuos vegetales sobre *P. capsici* concluyendo que la componente microbiana era la principal responsable de este efecto. Estos resultados también están en la línea los obtenidos por otros autores (Hargreaves y col. 2009; Pant y col. 2012; Martin, 2014; Ros y col. 2020).

Se sigue confirmando el efecto supresor de patógenos del té de compost de residuos de jardinería ya indicado para *Rhizoctonia solani* y *Fusarium oxysporum* en plantas de tomate por Morales-Corts y col. (2018), así como el efecto en adelanto fenológico que supone la aplicación de este té. Consideramos necesario realizar investigaciones adicionales que permitan determinar el efecto del mismo en la respuesta hormonal de las plantas.

4. Conclusiones

Este trabajo indica el efecto positivo de la aplicación de té de compost de residuos de jardinería en el crecimiento y desarrollo del pimiento, así como su acción supresora sobre *P. capsici*. Con ello, se confirma que los tés de compost de residuos vegetales parecen tener los mejores efectos supresores sobre diversos patógenos.

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.
- Andrés, J.L., Rivera, A., Pomar, F., Fernandez, J. 2005. Telluric pathogens isolated from blighted pepper (*Capsicum annuum* L.) plants in northwestern Spain. Spanish Journal of Agricultural Research, 3: 300-304.
- Bernal-Vicente, A., Ros, M., Tittarelli, F., Intrigliolo, F., Pascual, J. A. 2008. Citrus compost and its water extract for cultivation of melon plants in green house nurseries. Evaluation of nutriactive and biocontrol effects. Biores. Technol. 99: 8722-8728.
- Ezziyyani M, Requena ME., Pérez Sánchez C, Sid Ahmed A, & Candela ME. 2005. Efecto del sustrato y la temperatura en el control biológico de *Phytophthora capsici* en pimiento (*Capsicum annuum* L.). Anales de Biología 25, 119-126.
- Food and Agriculture Organization [FAO]. 2018. Faostat: agriculture data. Available at: http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/download/ [Accessed Nov 15, 2019]
- 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.
- Holmes, K.A., Benson, D.M. 1994. Evaluation of Phytophthora parasitica var. nicotianae for biocontrol of Phytophthora parasitica on Catharanthus roseus. Plant Disease 78: 193-199.
- López-Martín, J.J. Morales-Corts., M.R., Pérez-Sánchez, R., Gómez-Sánchez, M. A. 2018 Efficiency of garden waste compost teas on potato growth and its suppressiveness against Rhizoctonia. Agriculture & Forestry, 64 (4), 7-14
- 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.



- Martínez M.A., A. Lacasa, M.M. Guerrero, C. Ros, M.C. Martínez, P. Bielza, J. Tello. 2006. Effect of soil disinfectation on fungi greenhouses planted with sweet peppers. Bulletin. OILB/srop 29 (4), 301-306.
- 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
- Pan, C,. Sorrentino, R., Scotti, R., Molisso, M., Di Matteo, A., Celano, G., Zaccardelli, A. 2020. Alpha and Beta-diversity of Microbial Communities Associated to Plant Disease Suppressive Functions of On-farm Green Composts. Agriculture, 10, 113.
- 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.
- Ros, M., Hurtado-Navarro, M., Giménez, A., Fernández, J.A., Egea-Gilabert C., Lozano-Pastor, P., Pascua, I.A. 2020 Spraying Agro-Industrial Compost Tea on Baby Spinach Crops: Evaluation of Yield, Plant quality and Soil Health in Field Experiments. Agronomy 2020, 10, 440.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Art. 83. "Ensayo de evaluación de un té de compost" dentro del proyecto CDTI: "Grow-in. Fertilización inductiva" de Fertiberia.



COMPOST DE ALPERUJO COMO FERTILIZANTES DE OLIVAR DE SECANO

Engracia Madejón¹, Laura Lozano de Sosa¹, Marco Panettieri², Beatriz Moreno³, Emilio Benítez³

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC) Av. Reina Mercedes 10 41012 Sevilla

Resumen: La economía circular en la agricultura es una estrategia que pretende reducir la entrada de los materiales ajenos a la propia actividad para usar en lo posible los residuos generados en la misma. Algunas prácticas de cultivo ofrecen oportunidades para fomentar esta economía circular y aumentar la resilencia de los suelos frente a futuras perturbaciones. Este trabajo aborda un estudio en un cultivo de olivar de mesa en secano y se propone el uso de enmiendas orgánicas procedentes del propio olivar como alternativa a la fertilización inorgánica. Se ha utilizado un compost de una mezcla de alperujo, residuos de leguminosas y abono de agricultura ecológica (Compost A: C orgánico 29,1%, N total 1,56%, P 2,56%, K 2,6%) suministrado por la empresa Fertiormont. El compost se añadió a dos dosis: baja (17 kg de producto añadido en la base del árbol) y alta, (27 kg de producto añadido de la misma forma). La aplicación de las enmiendas causó un aumento del contenido de C orgánico total en el suelo. Hubo una respuesta positiva de las actividades enzimáticas (deshidrogenasa, bglucosidasa) en los suelos enmendados respecto al control sin enmienda orgánica. Sin embargo, la dosis baja respondió de una mejor manera no sólo en los valores de las actividades enzimáticas sino también en términos de biomasa total (número de genes 16s rRNA)y en la abundancia de genes lacasa tras la aplicación del compost. Aunque se observan ligeros descensos en la producción de aceitunas obtenidas con los tratamientos con compost estos se ven compensados por un aumento en la calidad atendiendo a su tamaño.

Palabras clave: Economía circular, Actividades enzimáticas, biomasa microbiana, genes lacasa, producción de cosecha

1. Introducción

La economía circular aplicada a la agricultura como alternativa viable al sistema lineal de producción, persique consequir un modelo sostenible en la que los residuos generados no se asocien directamente al desecho, sino que puedan emplearse como materias primas de nuevos procesos en el desarrollo agropecuario. Algunas de las medidas planteadas por este modelo, consiste en la adicción de materia orgánica procedente de residuos orgánicos (Koutroubas y col., 2014). La adición de compost fácilmente disponibles y económicos, se ha convertido en una opción interesante para la mejora de la fertilidad del suelo, el aumento de la producción de biomasa y de la disponibilidad de nutrientes para los cultivos (Madejon et al. 2016). Su aplicabilidad resulta especialmente importante en suelos deficientes en materia orgánica, y más concretamente en los agrosistemas mediterráneos en los que su contenido suele encontrarse por abajo del 1,5%, debido, en parte, a la alta tasa de mineralización (Koutroubas et al. 2014). Su uso, por lo tanto, intenta aunar dos problemáticas: el reciclaie de residuos orgánicos y la sostenibilidad en el uso del suelo. Sin embargo, su aplicación puede conllevar cambios significativos en las propiedades fisicoquímicas del suelo, como son el pH, la conductividad eléctrica y la composición y actividad microbiana, por lo que la evaluación de sus efectos resulta imprescindible (Pascual y col., 2009). El objetivo principal del presente trabajo fue evaluar durante dos campañas consecutivas el efecto de compost de alperujo (CA) sobre la fertilidad química y bioquímica del suelo y sobre la producción de cosecha en un olivar de mesa en secano.

 ²Museo Nacional de Ciencias Naturales, (MNCN-CSIC), Serrano, 115b, 28006, Madrid
 ³ Estación experimental del Zaidin (EEZ-CSIC) Profesor Albareda 1, 18008, Granada
 *emadejon@irnase.csic.es



2. Material y métodos

2.1. Zona de estudio, diseño experimental y muestreos

El área seleccionada representativa de agricultura mediterránea dedicada al cultivo de olivo y cereal de secano se localiza en la finca experimental "la Hampa" perteneciente al IRNAS-CSIC, (Coria del Río, Sevilla). Se seleccionó una parcela (1.2 ha) de olivar de la variedad 'Manzanilla de Sevilla'. El compost de alperujo (CA), adquirido de la empresa Fertiormont, procede de una mezcla de alperujo, residuos de leguminosas y abono de agricultura ecológica (Compost A: C orgánico 29,1%, N total 1,56%, P 2,56%, K 2,6%). En febrero de 2018 se realizó la única aplicación de compost a dos dosis: CA 18 kg por árbol a 1 m alrededor de la base y CA+ 27 kg aplicados del mismo modo. Se llevó a cabo un diseño de bloques al azar con tres tratamientos (CA, CA+ y control sin adición de compost (CO)), con cuatro repeticiones de tratamiento (n=12). Cada parcela está compuesta por 9 olivos. Las parcelas CO solo recibieron fertilización mineral para evitar limitaciones de nutrientes. Se llevaron a cabo tres muestreos de suelo alrededor del árbol central a una profundidad de 0-10 cm en marzo 2018 (primer muestreo post aplicación), octubre 2018 (segundo muestreo) y octubre 2019 (tercer muestreo post aplicación). La productividad del cultivo se calculó mediante dos medidas principales i) producción de aceituna (kg) por árbol ii) número de frutos por kg (escandallo).

2.2. Análisis químico del suelo

El Carbono Orgánico Total (COT) fue determinado mediante la oxidación de dicromato y valoración de amonio ferroso (Walkley y Black, 1934). La actividad de la deshidrogenasa se determinó según el método de Trevors (1984) y la actividad β-glucosidasa fue medida como se describe en Tabatabai (1982). La población de bacterias total (ADN) y metabólicamente activas (ARN) se cuantíficaron mediante el análisis de la región hipervariable V3 del gen 16S rRNA bacteriano.

3. Resultados y Discusión

3.1. Propiedades del suelo

En las parcelas enmendadas se observó un cierto incremento no significativo en la conductividad eléctrica (Figura 1), especialmente para la dosis alta en el muestreo de marzo 2018. Este efecto ha sido observado con anterioridad atribuyéndose principalmente al aporte directo de sales procedente del compost (Pascual y col., 2009). Sin embargo, su efecto se atenuó obteniendo valores muy similares a los del control en el tercer muestreo (Figura 1).

El COT experimentó un ligero incremento, en torno al 15%± 2.5 para la dosis baja y un 10%±2.6 en la dosis alta de media durante los tres muestreos, con respecto al control (Figura 1). Este incremento sugiere altas tasas de oxidación y una pronta asimilación del compost, tal y como indica el incremento de la actividad microbiana ligada a la actividad de la deshidrogenasa (Henríquez y col., 2014) (Figura 2). Estudios similares (Madejon y col., 2016) muestran tendencias similares en la acumulación de COT y la actividad enzimática, aunque en este caso se observaron mejores resultados ya que la aplicación de compost tuvo una repetición anual.

No obstante, de este estudio se desprende que la acumulación de COT y la actividad enzimática están también íntimamente ligadas a la especie objeto de aprovechamiento (el olivo) así como su ciclo evolutivo, por lo que diferentes rendimientos podrían observarse al modificar la especie en el estudio presente.

La actividad de la β-glucosidasa mostró un comportamiento diferente al observado en la actividad de la deshidrogenasa, lo que contrasta con otros estudios (López-



Piñeiro y col., 2011) que reportan respuestas similares de ambas enzimas con la aplicación de compost. Los resultados sugieren que en el momento posterior a la aplicación del compost se crearon unas condiciones ambientales idóneas de humedad y temperatura para estimular la biosíntesis de la deshidrogenasa en mayor cantidad, quedando limitada su producción al final del año debido probablemente a la limitación de nutrientes (Acosta y col., 2012). La β-glucosidasa, por el contrario, experimentó un aumento del 8.5% para la dosis baja y un 11,7% para la dosis alta con respecto al control en el primer muestreo (Figura 2). Sin embargo, durante el segundo muestreo la dosis baja presentó un incremento de aproximadamente el 19% mientras que la dosis alta experimentó una disminución del 12,5% con respecto al control, indicando algún tipo de inhibición causada por el aumento de la salinidad a las dosis elevadas del compost, como ya ha sido indicado con anterioridad (Acosta y col., 2012).

La abundancia de genes lacasa y la biomasa microbiana total (número de genes 16s rRNA (±ES) por gramo de suelo) en los tratamientos fue en general más alta en la dosis baja de compost, viéndose quizá la dosis alta ligeramente afectada por la salinidad (datos no mostrados).

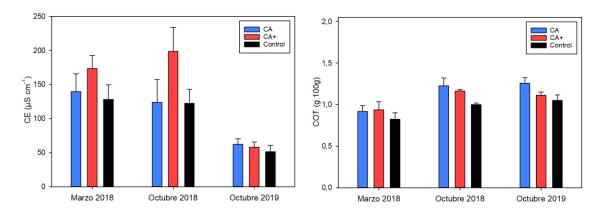


Figura 1. Conductividad eléctrica (CE)y Carbono orgánico total (COT) determinado durante tres periodos de muestreo. CA: dosis baja de alperujo; CA+: dosis elevada de alperujo; Las barras representan valores medios (n = 4) \pm error estándar de la media (SEM).

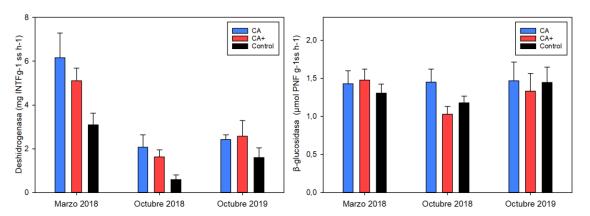


Figura 2. Actividad de la enzima deshidrogenasa (mg INTFg-1 ss h-1) y de la enzima β-glucosidasa (μmol PNF g-1ss h-1) en los tres periodos de muestreo. CA: dosis baja de alperujo; CA+: dosis elevada de alperujo; Las barras representan valores medios (n = 4) \pm error estándar de la media (SEM).



3.2. Productividad y escandallo

No se observaron cambios significativos con respecto al control de la producción de aceituna en el año post-aplicación (Figura 3). Aunque hay que señalar que a las dosis altas de compost se observaron aceitunas más grandes atendiendo al escandallo (dato de calidad para las aceitunas de mesa). En el segundo año, sin embargo, se observó una ligera disminución de la producción de aceituna en ambos tratamientos con compost con relación al control. Sin embargo, el tamaño del fruto continuó siendo más grande en las aceitunas obtenidas en los tratamientos con compost de alperujo.

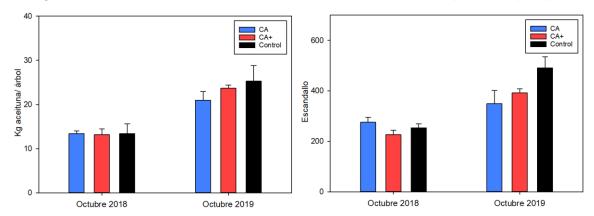


Figura 3. Producción de aceituna (kg/ árbol) y Escandallo (nº de aceitunas/kg) en las dos campañas de experimentación. CA: dosis baja de enmienda; CA+: dosis alta de enmienda. Las barras representan valores medios (n = 4) ± error estándar de la media (SEM).

4. Conclusiones

La aplicación de las enmiendas provocó un aumento de contenido de C orgánico total del suelo junto con un incremento de las actividades enzimáticas deshidrogenasa y β-glucosidasa con respecto al control. Sin embargo, este efecto fue más positivo en las dosis más bajas del compost quizá por el menor aporte de sales o simplemente por un problema de variabilidad espacial. Aunque se observan ligeros descensos en la producción de aceitunas obtenidas con los tratamientos con compost de alperujo éstos se ven compensados por un aumento en la calidad atendiendo a su tamaño.

5. Bibliografía

Acosta, Y., El Zauahre, M., Rodríguez, L., Reyes, N., & Rojas, D., 2012. Indicadores de calidad bioquímica y estabilidad de la materia orgánica durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos. *Multiciencias*, *12*, 390-399.

Henríquez, C., Uribe, L., Valenciano, A., & Nogales, R., 2014. Actividad enzimática del suelodeshidrogenasa, β-glucosidasa, fosfatasa y ureasa-bajo diferentes cultivos. *Agronomía costarricense*, 38, 43-54.

Koutroubas, S. D., Antoniadis, V., Fotiadis, S., Damalas, C. A., 2014. Growth, grain yield and nitrogen use efficiency of Mediterranean wheat in soils amended with municipal sewage sludge. Nutr. Cycling Agroecosyst, 100, 227-243.

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 Manage, 169, 18-26.

López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Nunes, J. M., Peña, D., & Cabrera, D., 2011. Cumulative and residual effects of two-phase olive mill waste on olive grove production and soil properties. Soil Science Society of America Journal, 75, 1061-1069.



Pascual, I., Azcona, I., Morales, F., Aguirreolea, J., & Sanchez-Diaz, M., 2009. Growth, yield and physiology of Verticillium-inoculated pepper plants treated with ATAD and composted sewage sludge. Plant and soil, *319*, 291-306.

6. Agradecimientos

Los Autores agradecen al Proyecto AGL2017-84745-R del Ministerio de Ciencia e Innovación. Ayudas a proyectos de I+D+I correspondientes al Programa Estatal de Investigación, Desarrollo e Innovación Orientada a los Retos de la Sociedad.



COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE ÁCIDOS GRASOS EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS CON ROTACIÓN TRIGO (C3)-MAÍZ (C4) Y LA INCORPORACIÓN DE LOS RESIDUOS DE COSECHA

Layla M. San-Emeterio¹, lan D. Bull², Jens Holtvoeth², <u>Rafael López-Núñez</u>¹, José A. González-Pérez¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla, Imarsan@irnas.csic.es ² Organic Geochemistry Unit, School of Chemistry, University of Bristol (U.K.)

Resumen: Los lípidos del suelo son sustancias de origen vegetal o microbiano, insolubles en agua y solubles en disolventes orgánicos. Esta fracción orgánica incluye biomarcadores asociados a diferentes comunidades microbianas y proporciona información sobre la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) y de los intercambios de carbono. En este trabajo presentamos los resultados preliminares obtenidos en un experimento de marcaje isotópico natural en un suelo agrícola mediterráneo de la estación experimental "La Hampa" (Sevilla), sometido a rotación de cultivos trigo (C3)-maíz (C4). La fracción lipídica del suelo se estudia a distintas profundidades mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS) y su composición isotópica de carbono (δ^{13} C) se determinó en compuestos específicos mediante espectrometría de masas de relaciones isotópicas (GC-C-IRMS). Tras sólo dos años de cambio a cultivo de maíz y de aportes de su biomasa al suelo, se encontró un enriquecimiento significativo de δ^{13} C (c. 2 ‰) para los FAME saturados C_{20} , C_{22} y C_{23} y el monoinsaturado FAME $C_{22:1}$ y de hasta 5 ‰ en alcanos C_{29} y C_{31} . No se encontraron diferencias significativas para los alcoholes e hidroxiácidos. Estos cambios isotópicos pueden deberse a una mayor especificidad de los alcanos de cadena larga de origen vegetal, mientras que los otros compuestos son menos específicos y pueden tener un origen diverso. No se observaron diferencias significativas en la composición isotópica de la MOS a las diferentes profundidades del suelo dentro de un mismo tratamiento. Todo ello, junto al bajo contenido en materia orgánica (MO) que se mantiene constante a pesar de la cantidad de biomasa C4 agregada durante el cultivo, apunta a altas tasas de mineralización y a una rápida transformación de los restos vegetales en estos suelos agrícolas mediterráneos.

Palabras clave: materia orgánica, isótopos estables, extracción de lípidos, biomarcadores

1. Introducción

Los biomarcadores se definen como compuestos que pueden cuantificarse y extraerse de los suelos, que son estables y que mantienen un precursor biosintético específico. Por ello, la estructura química de los biomarcadores puede proporcionar información valiosa sobre distintos aspectos biogeoquímicos en suelos, como la evolución de su materia orgánica y de otros procesos ambientales. Sin embargo, los métodos para extraer e identificar biomarcadores suponen un reto analítico, especialmente en aquellos suelos con bajo contenido en MO, como es el caso de la mayoría de suelos mediterráneos. Como ejemplo de biomarcadores adecuados para estudiar la dinámica de la MOS se encuentran hidrocarburos sencillos como los *n*-alcanos, que presentan una alta estabilidad en los suelos y que pueden informar sobre el estado de evolución y estabilidad de la MOS. Compuestos cómo los *n*-alcoholes se degradan más rápidamente y otros compuestos, como los ácidos grasos y esteroles, muestran una estabilidad intermedia y cuya funcionalidad y grado de saturación en suelos y sedimentos va variando con el tiempo (Tu y col., 2017).

Las prácticas agrícolas afectan a la tasa de degradación, composición y condiciona la estabilización del carbono orgánico (CO) en los suelos. De hecho, la agricultura se considera el principal factor de pérdida de C de los suelos. Una gestión adecuada de



los suelos agrícolas y de las prácticas culturales es fundamental para la conservación del CO y para contribuir al secuestro de carbono. Esto es particularmente relevante en suelos semiáridos de carácter mediterráneo, normalmente con contenidos de MO muy bajos y altas tasas de mineralización. Teniendo en cuenta que la principal fuente de CO en suelos es de origen vegetal, las rotaciones de cultivo y los aportes de biomasa al suelo son prácticas agrícolas de particular relevancia que pueden modular el ciclo geoquímico del C.

El objetivo de este estudio es estudiar la dinámica de la MOS en suelos agrícolas mediterráneos mediante un experimento de marcaje isotópico natural que utiliza la rotación de cultivos con distinta composición isotópica de carbono (fotosistema C3-C4). Se estudia particularmente la fracción de lípidos libres del suelo, se identifican las principales familias de marcadores moleculares y se monitoriza su composición isotópica en el tiempo y a distintas profundidades del suelo.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño experimental y toma de muestras

El experimento de rotación de cultivo con fotosistema C3 (trigo) a fotosistema C4 (maíz) se inició en 2015 en la finca experimental del IRNAS-CSIC "La Hampa", localizada en Coria del Río (Sevilla), como parte del proyecto INTERCARBON. Para el presente estudio se tomaron muestras en octubre de 2017, a tres profundidades distintas (5, 20 y 40 cm), en diferentes tratamientos: control con vegetación natural (CN), control agrícola (CA), parcelas de plantación en las que se dejó el sistema radicular del maíz (R) y parcelas de plantación donde se aplicó biomasa de maíz triturada y compostada en superficie (B) (Figura 1). Las muestras fueron tamizadas descartando la fracción > 2 mm.

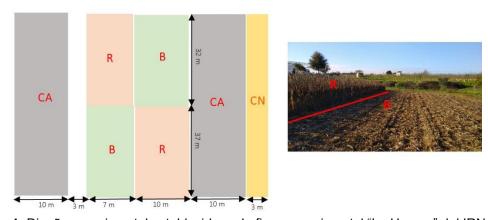


Figura 1. Diseño experimental establecido en la finca experimental "La Hampa" del IRNAS-CSIC.

2.2. Extracción y análisis de lípidos

Los lípidos libres del suelo se extrajeron de 7 gramos de suelo mediante extracción asistida por microondas (Microwave Extraction System, Ethos, EX) durante 45 minutos utilizando una mezcla de diclorometano:metanol (DCM:MeOH, 3:1). El extracto lipídico se concentró en un rotavapor y se secó eliminando restos de agua de la extracción utilizando una columna de sulfato de sodio (anhidro).

2.2.1. Derivatización y metilación

Para los posteriores análisis por cromatografía de gases (GC), se necesita derivatizar los compuestos para facilitar su separación cromatográfica. Los compuestos se metilaron utilizando una mezcla de cloruro de acetilo en metanol (1:30)



durante 12 horas a 45°C. Para eliminar el exceso de ácido (acético y clorhídrico), el extracto se pasó por una columna de carbonato de potasio. Finalmente, se silanizaron aquellos compuestos que contuvieran grupos hidroxilos empleando N,O-bis-(trimetil-silil)-trifluoroacetamida (BSTFA, con 1% trimetilclorosilano), a 65°C durante 30 minutos. El detalle del protocolo usado se encuentra en Holvoeth et al. (2010).

2.2.2. Análisis de composición por cromatografía de gases - espectrometría de masas (GC-MS)

Para el análisis por GC-MS de las muestras derivatizadas se empleó un GC Trace 1300 Series (Thermo Scientific) acoplado a un espectrómetro de masas de cuadrupolo simple (MS) ISQ-LT, Thermo Scientific. Los compuestos orgánicos se identificaron mediante análisis de sus espectros de masas (m/z) y sus correspondientes tiempos de retención. La cuantificación de los compuestos se realizó por comparación con el estándar interno $5\alpha(H)$ -colestano, del cual se añadió un volumen exacto a cada muestra antes de proceder a su extracción por microondas. Este estándar no interfiriere con ninguno de los compuestos presentes.

2.2.3. Análisis isotópico de compuestos específicos separados cromatográficamente (GC-C-IRMS)

La caracterización de la composición isotópica de los compuestos previamente identificados mediante GC-MS, se llevó a cabo en un GC modelo 7890A (Agilent Technologies) acoplado a un espectrómetro de relaciones isotópicas (IRMS), Isoprime GC5 100 (Elementar). Para poder obtener cromatogramas comparables y asignar de manera fiable un valor isotópico a cada pico identificado en GC-MS, las condiciones cromatográficas se mantuvieron iguales a las descritas en el apartado 2.2.2. En la Figura 2 se muestran dos trazas cromatográficas obtenidas mediante GC-IRMS y GC-MS, dónde se aprecia la correspondencia de los picos cromatográficos. Finalmente, los valores de δ^{13} C obtenidos en los compuestos derivatizados se corrigieron teniendo en cuenta el valor isotópico del C del grupo funcional añadido por el metanol durante el proceso de metilación (mezcla con cloruro de acetilo). Los cálculos se hicieron según Rieley (1994).

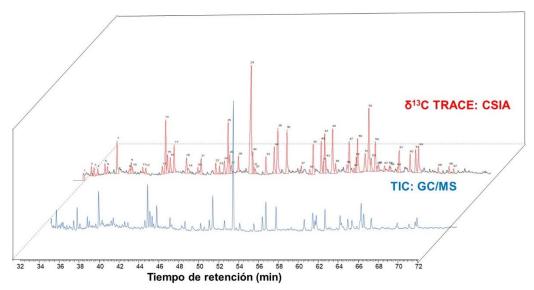


Figura 2. Cromatogramas obtenidos de la derivatización del TLE en GC-MS (azul), y su correspondencia representada según el ion 44 (δ¹³C) en análisis de compuestos específicos, conocido también como *CSIA* (ion 44) (rojo).



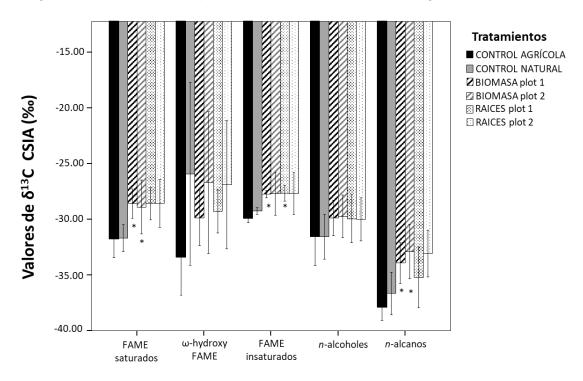
2.4. Análisis estadístico

Previo a cualquier prueba estadística, se comprobaron las asunciones de normalidad y homocedasticidad empleando los test de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Cuando dichas asunciones se se cumplían (p > 0.05), las diferencias entre los distintos tratamientos, profundidad y familia de compuestos se evaluaron mediante un análisis de la varianza (ANOVA), o en su defecto test de Kruskal-Wallis. Las diferencias significativas se indicaron según los test *post-hoc* de Tukey (HSD) y Dunn, para pruebas paramétricas y no paramétricas respectivamente.

3. Resultados y Discusión

Se detectaron varias familias de compuestos que se identificaron por GC-MS (FAME: totales, insaturados, ramificados y con grupos hidroxilo; n-alcoholes; n-alcanos; esteroles). En la Figura 3, se muestran las distintas familias de compuestos para los que obtuvimos valores de su composición isotópica de carbono (\square^{13} C) en el análisis CSIA.

Se encuentra que, en relación a los dos controles, los valores isotópicos (\Box^{13} C) en los dos tratamientos en que se aplicaron restos vegetales del cultivo de maíz ("biomasa"), mostraron un enriquecimiento significativo de \Box^{13} C de hasta 2 ‰ para los ácidos grasos (FAME) saturados (C_{20} , C_{22} y C_{23}) e insaturados ($C_{22:1}$), (Figura 3). Las mayores diferencias (5 ‰) se observan en el grupo de n-alcanos (concretamente, C_{29} y C_{31}). No se encontraron diferencias significativas para el grupo de n-alcoholes ni para los ácidos grasos con grupo hidroxilo (ω -hydroxy FAME), lo que probablemente se deba a su baja especificidad (Méndez-Millán y col., 2014). Por último, los controles, tanto agrícola como natural, no presentaron diferencias entre sí (Figura 3).



Familias de compuestos

Figura 3. Valores de \Box ¹³C-CSIA (media ± desviación estándar; n=3) para cada familia de compuestos. * indica diferencias significativas entre tratamientos respecto a los controles (p < 0.05).



No se observaron diferencias significativas en la composición isotópica de la MOS respecto a la profundidad de muestreo, sin embargo sí se observa un ligero enriquecimiento de 1.5 ‰ en la capa más superficial del suelo (primeros 5 centímetros). Cabe destacar que el contenido de MOS es bastante pobre (< 1.3 %; datos no presentados), y que permaneció constante en los dos años de duración de este experimento, lo que indica la ocurrencia de altos niveles de mineralización en estos suelos con un rápido intercambio e incorporación de material vegetal a la MOS.

4. Conclusiones

Este estudio preliminar sobre la caracterización isotópica de compuestos específicos, demuestra que la fracción de lípidos libres del suelo puede revelar información sobre cómo los cambios en las prácticas de manejo afectan a la calidad de la MOS y a su tasa de intercambio. Esto es así incluso cuando los cambios se han producido en un corto espacio de tiempo (dos cultivos). Los alcanos de cadena larga constituyen la fuente más fiable de información sobre los aportes vegetales y la aplicación de biomasa. Por otro lado, los ácidos grasos saturados resultan también de utilidad con un uso potencial para estimar tasas de intercambio de carbono en estos suelos bajo rotación de cultivos. Aunque el experimento está aún en marcha y que se están actualmente realizando experimentos complementarios de mineralización en campo y en laboratorio, comenzamos a conocer mejor la influencia de distintos sistemas de manejo agrícolas en la dinámica del C en estos suelos agrícolas mediterráneos, muy pobres en materia orgánica y con altas tasas de mineralización.

5. Bibliografía

- Mendez-Millan, M., Dignac, M. F., Rumpel, C., & Derenne, S. (2011). Can cutin and suberin biomarkers be used to trace shoot and root-derived organic matter? A molecular and isotopic approach. *Biogeochemistry*, 106(1), 23-38.
- Holtvoeth, J., Vogel, H., Wagner, B., & Wolff, G. A. (2010). Lipid biomarkers in Holocene and glacial sediments from ancient Lake Ohrid (Macedonia, Albania). *Biogeosciences, 7*(11), 3473-3489.
- Rieley, G. (1994). Derivatization of organic compounds prior to gas chromatographic—combustion—isotope ratio mass spectrometric analysis: identification of isotope fractionation processes. *Analyst*, *119*(5), 915-919.
- Tu, T. T. N., Egasse, C., Anquetil, C., Zanetti, F., Zeller, B., Huon, S., & Derenne, S. (2017). Leaf lipid degradation in soils and surface sediments: A litterbag experiment. *Organic Geochemistry*, 104, 35-41.

6. Agradecimientos

Se agradece al MINECO y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) la financiación del proyecto CGL2016-78937-R. A Desiré Monis Carrere por la asistencia técnica en laboratorio.



GRUPO OPERATIVO VALORARES: Influencia del compost de residuos agroindustriales en el cultivo del tomate de industria y en la mejora de los suelos

<u>Lorena Zajara</u>¹, Sebastián Trinidad², Fermín Núñez¹, Antonio Sánchez¹, Juan I. Gutiérrez¹, Jesús Gil¹, Elena Ordiales¹

¹Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario Extremadura, CTAEX. Ctra. Villafranco a Balboa, km 1.2. 06195 Villafranco del Guadiana, Badajoz. Izajara @ctaex.com ²COMPLUS, Regeneración Ambiental, S.L. Ctra. Don Benito a Guareña, 06474 Valdetorres, Badajoz.

Resumen: Este ensayo se ha llevado a cabo por el Grupo Operativo VALORARES a partir del compost elaborado durante el desarrollo del proyecto "Valorización y aprovechamiento de subproductos generados en el sector agroalimentario extremeño mediante el compostaje". La finalidad del Grupo Operativo VALORARES es la eficiencia en la gestión de subproductos procedentes de las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas mediante el desarrollo de novedosas técnicas de compostaje, produciendo compost estable de calidad que pueda ser incorporado a la cadena productiva.

Los objetivos eran comprobar y garantizar la calidad del compost obtenido, mediante la evaluación del comportamiento agronómico y tecnológico del cultivo del tomate de industria, y, finalmente, preservar y potenciar la fertilidad de los suelos agrícolas.

Inicialmente se analizaron las propiedades físico-químicas del suelo para programar el plan de abonado y fueron calculadas las necesidades nutricionales del cultivo. Así, el abonado convencional requería en fondo 48 unidades fertilizantes UF de nitrógeno, 90 UF de fósforo y 220 UF de potasio, y el resto (161 N) en cobertera. A partir de estas necesidades, se han programado distintas aportaciones de compost, reduciendo el abonado químico en fondo.

En el análisis de resultados ha destacado un incremento del 9 % en la productividad, suponiendo un excedente de 11 toneladas por hectárea de tomate aceptable al complementar el abonado convencional con compost.

Por otro lado, se detecta una mejora significativa en el contenido en carbono orgánico y materia orgánica en los suelos fertilizados con compost.

Palabras clave: valorización, compostaje, fertilidad de los suelos, sostenibilidad

1. Introducción

La economía española generó 132,1 millones de residuos en 2017, de los cuales 8,9 millones fueron residuos de animales y vegetales (6,74%), y de estos, 6,1 millones fueron generados en la agricultura, ganadería, silvicultura y pesca (4,58%).

Mientras que las tierras agrarias de la cuenca mediterránea se encuentran en estado de predesertificación y requieren de la incorporación de fuentes de materia orgánica, en los diferentes pueblos y ciudades existen problemas de contaminación asociados a la generación masiva de residuos orgánicos, así como problemas para encontrar municipios dispuestos a ceder parte de su territorio para vertedero de basuras. Esto pone de manifiesto la necesidad de convertir un residuo, cuya acumulación deriva en impactos ambientales y sociales, en un recurso destinado a la sostenibilidad agrícola, siendomás rentable reutilizar la materia orgánica que desecharla en los vertederos de todo el planeta

La finalidad del Grupo Operativo VALORARES es la eficiencia en la gestión de subproductos procedentes de las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas mediante el desarrollo de novedosas técnicas de compostaje, produciendo compost estable de calidad que pueda ser incorporado nuevamente a la cadena productiva. Un compost estable de calidad presenta un contenido de materia orgánica alto, lo que supone en la aplicación agrícola, la mejora del medio edáfico (propiedades



físicas, químicas y biológicas), hecho imprescindible para garantizar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

En este trabajo se evalúa y garantiza la calidad de los productos finales obtenidos mediante su incorporación a diferentes dosis en el plan de abonado del cultivo del tomate de industria, aplicado sobre suelos con escaso contenido en materia orgánica y que experimentan avanzado estado de degradación de sus propiedades.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño experimental

Este ensayo se ha llevado a cabo por el Grupo Operativo VALORARES a partir del compost elaborado por Complus Regeneracion Ambiental S.L. Los subproductos empleados en la mezcla en el momento de la constitución de la pila fueron alperujo, estiércol de oveja, gallinaza y poda de olivo. El compostaje se desarrolló mediante un sistema abierto de pilas con volteo.

El objetivo era comprobar y garantizar la calidad del compost obtenido, para lo cual se diseñó un ensayo en bloques al azar con cuatro repeticiones en tomate de industria, uno de los pilares de la agricultura en la región. El ensayo se ubicó en la finca experimental de CTAEX y se establecieron seis planes de abonado, siendo la superficie de las parcelas elementales de 120 m² y superficie total del ensayo de 2880 m².

La variedad de tomate seleccionada para este estudio fue H-1015 (Heinz), hoy en día la más empleada por los agricultores extremeños. El sistema de riego localizado permitió la fertirrigación en cobertera.

2.2. Programación de abonados

Inicialmente se efectuó un estudio exhaustivo del suelo evaluando la composición en micro y macronutrientes (ICP y destilación Kjeldahl), textura, pH, conductividad eléctrica (potenciometría), carbono orgánico, relación C/N, contenido en materia orgánica (gravimetría calcinación) y metales pesados (ICP). El objetivo era programar las dosis de los aportes de compost en función de las exigencias nutricionales del cultivo, pero además conocer el punto de partida para estudiar el efecto del compost en las propiedades del suelo.

A continuación, fueron calculadas las necesidades nutricionales del cultivo mediante REDAFEX, una herramienta de asesoramiento al abonado elaborada por Consejería de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio en colaboración con CTAEX. Así, el abonado convencional requería en fondo 48 unidades fertilizantes (UF) de nitrógeno, 90 UF de fósforo y 220 UF de potasio, y el resto (161 N) en cobertera.

Las diferencias entre los planes de abonado diseñados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Planes de abonado en tomate de industria

CÓDIGO CAMPO	PLANES DE ABONADO	N	P	K
VL-1	CONVENCIONAL	48	90	220
VL-2	2.600 kg/ha compost (100% UF N) y P+K químico hasta completar	48	90	220
VL-3	2.000 kg/ha compost (75% N Compost, 25% N químico) y P+K químico hasta completar	48	90	220
VL-4	1.300 kg/ha compost (50% N Compost, 50% N químico) y P+K químico hasta completar	48	90	220
VL-5	1.300 kg/ha compost (50% N compost, 75% N químico) y P+K químico hasta completar	60	90	220
VL-6	CONVENCIONAL+1.300 kg/ha compost (50% N compost, 100% N químico)	72	99	258



2.3. Desarrollo del ensayo en campo

Una parte fundamental del proyecto es comprobar y garantizar la calidad de los productos finales obtenidos mediante la evaluación del comportamiento agronómico de cultivos que reciben la aplicación de los mismos.

Una vez preparadas las camas de cultivo, se marcó el ensayo y se aplicaron los abonados de fondo a las dosis correspondientes. El trasplante se realizó el 21 de mayo a una densidad de 28.000 plantas/ha. Durante el cultivo se tomaron datos del estado fenológico, del desarrollo de las plantas (cobertura mediante Canopeo y altura), clorofila en hoja e incidencia de plagas y enfermedades.

La recolección se llevó a cabo el 26 de agosto cuando el porcentaje de frutos maduros se encontraba próximo al 85 %. Se tomaron muestras de 9 m² de cada una de las repeticiones y posteriormente, los tomates fueron seleccionados (Figura 1D) separando y pesando el destrío (sobremaduros, asolanados, verdes, enfermos y frutos con necrosis apical) y clasificándolos por tamaño (<40mm, 40-60mm,>60mm). En los frutos entre 40-60 mm se determinó el peso medio y se trasladaron a la planta piloto de CTAEX para evaluar la firmeza del fruto y la preparación del jugo de tomate siguiendo el método elaborado por Nestlé R&D Center Badajoz (de la Torre, R, et al.1994,HITR940014) para el posterior análisis en laboratorio de los ºbrix, pH, viscosidad y color.









Figura 1. Aplicación abonado de fondo (A), estado de la plantación 19 de julio y 23 de agosto (B y C) y línea de selección en la recolección (D)

Finalmente, una vez recolectado, se tomaron muestras de suelo de las parcelas para evaluar la influencia sobre los parámetros inicialmente evaluados.



3. Resultados y Discusión

El desarrollo de las plantas durante el cultivo, únicamente se ha visto reducido de forma significativa respecto al abonado convencional, en el caso de la VL-2, en la cual el 100% de las unidades fertilizantes de nitrógeno en fondo fueron suministradas por el compost. En cambio, el crecimiento de las plantas fertilizadas con el abonado convencional más compost (VL-6), en todo momento ha sido superior al abonado únicamente convencional, sin llegar a ser significativa la variación.

Las diferencias en el desarrollo de las plantas se han visto reflejadas en la productividad al final del cultivo, de modo, que aunque no se detectan diferencias desde el punto de vista estadístico, se aprecia un descenso de los rendimientos al sustituir el abonado químico desde el 75% las necesidades nitrogenadas en fondo por el aporte de compost. Las diferencias desaparecen a partir del aporte mínimo del 50% de las necesidades nitrogenadas mediante químicos en fondo y el adicionar el abonado convencional con compost es el que ha maximizado los rendimientos, incrementándolos un 9%.

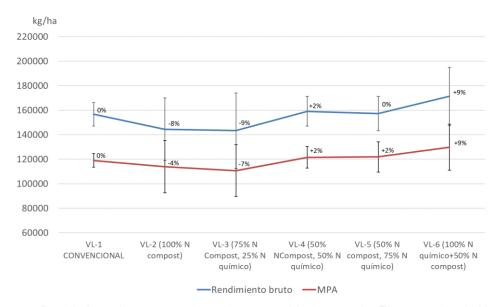


Figura 2. Rendimiento bruto y materia prima aceptable alcanzada. El porcentaje de N sobre las necesidades teóricas en fondo

Los parámetros tecnológicos del fruto no se han visto influidos por el aporte de compost.

El análisis de suelo posterior al cultivo ha revelado un aumento del carbono orgánico y de la materia orgánica influenciado por las cantidades de abono químico y compost aportadas y su relación. Únicamente ha disminuido en el abonado de fondo VL-3.



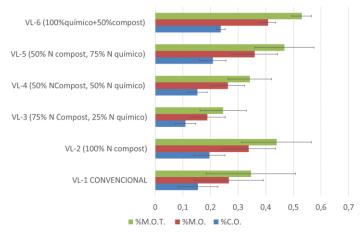


Figura 3. Carbono orgánico y materia orgánica en el suelo. El porcentaje de N sobre las necesidades teóricas en fondo

4. Conclusiones

En el análisis de resultados ha destacado un incremento del 9 % en la productividad, suponiendo un excedente de 11 toneladas por hectárea de tomate aceptable al complementar el abonado convencional con compost a 1300 kg/ha. Sin embargo, se consideran positivos los resultados de los planes de abonado VL-4 y VL-5, en los cuales se redujo un 50 y un 25% respectivamente el abonado químico nitrogenado de fondo, y a pesar de ello la productividad no ha diferido respecto al abonado convencional.

Por otro lado, se detecta una mejora significativa en el contenido en carbono orgánico y materia orgánica en los suelos fertilizados con compost.

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.



REDUCCIÓN DE EMISIONES DE AMONIACO EN LA AGRICULTURA MEDITERRÁNEA CON TÉCNICAS INNOVADORAS DE FERTIRRIGACIÓN: PROYECTO LIFE ARIMEDA

<u>Eva Herrero</u>¹, Viviana Guido², Mónica Guillén¹, Raquel Salvador¹, Viviana Guido², Arturo Dauden¹, Giorgio Provolo², Dolores Quílez¹

¹ Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, Av. Montañana 930, 50059 Zaragoza, España eherrero @cita-aragon.es

Resumen: La agricultura es responsable de más del 90% de las emisiones de amoníaco en Europa y la aplicación al campo de fertilizantes orgánicos e inorgánicos contribuye en un 45% aproximadamente a esas pérdidas (UNECE, 2019). El proyecto LIFE ARIMEDA tiene como objetivo reducir estas emisiones de amoniaco en la aplicación al campo del purín y del digerido utilizando técnicas de fertirrigación en sistemas de pívot a baja presión y goteo. Esta técnica permite utilizar el fertilizante orgánico a lo largo de todo el ciclo del cultivo aumentando su potencial para sustituir al nitrógeno sintético de forma eficiente y sostenible. Se han diseñado cuatro prototipos de separación sólido-líquido que permiten eliminar los sólidos de mayor tamaño y obtener una fracción líquida adecuada a las necesidades técnicas de cada sistema de riego incluido en el proyecto (150-500 µm para pívot y 50-100 µm para goteo). La adaptación y aplicación de fertirriego en 7 parcelas demostrativas de regadío con cultivo de maíz en Aragón (España) y Lombardía (Italia) se ha evaluado durante 2 campañas (2018 y 2019); emisiones de amoniaco, concentración de nitrato en el extracto acuoso del suelo por debajo de la zona de enraizamiento, rendimiento agronómico de los cultivos y eficiencia de uso de nitrógeno, comparando los resultados con la técnica tradicional de aplicación en fondo de purín o digerido con abanico.

Palabras clave: Fertirrigación, purín, amoniaco, nitrógeno, maíz.

1. Introducción

El amoníaco (NH₃) provoca acidificación y eutrofización, siendo el contaminante atmosférico que más daños ocasiona a los ecosistemas (EEA, 2019). Además, es un precursor "secundario" de materia particulada que puede dañar la salud humana afectando a los sistemas respiratorio y cardiovascular (AMEC, 2014). Alrededor del 92% de las emisiones europeas de NH₃ provienen de la agricultura y, en particular, la aplicación de estiércol y purines al campo para la fertilización de los cultivos contribuye con entre el 24 y el 29% a esas emisiones (Tista et al., 2018)

El plan de Economía Circular adoptado por la Unión Europea en 2015, así como el Pacto Verde Europeo publicado en 2019, identifican la necesidad de reducir el consumo de fertilizantes y de mejorar la gestión de los nutrientes. La gestión de los fertilizantes orgánicos es un aspecto clave en la recuperación y reciclaje de bionutrientes como el nitrógeno. La promoción de la estrategia europea de economía circular comienza en las granjas y explotaciones agrícolas, donde la reducción de las pérdidas permite un suministro más eficaz de nutrientes para el crecimiento de los cultivos (UNEP, 2019).

El purín porcino y el digerido, con un adecuado sistema de separación de sólidos, permite obtener una fracción líquida con alto contenido en nitrógeno. Los beneficios agronómicos y medioambientales de la fertirrigación residen en la aplicación de la dosis adecuada de fertilizante orgánico, sincronizando el aporte de nitrógeno con los momentos de demanda del cultivo y utilizando técnicas que minimizan las pérdidas de

²Departamento de Agricultura y Ciencias Ambientales, Universidad de Milán, Via Celoria 2, 20133 Milán, Italia.



amoniaco sin incurrir en un mayor lixiviado de nitrato. En este trabajo se presentan los resultados preliminares de las dos primeras campañas de ensayos (2018-2019) del proyecto LIFE ARIMEDA, coordinado por el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA) y en el que participa la Universidad de Milán, dos asociaciones ganaderas (la Asociación de Defensa Sanitaria de porcino nº2 de Ejea de los Caballeros y la Asociación Ganadera de Lombardía (ARAL)) y 4 empresas tecnológicas (AGRITER, ACQUAFERT, REGABER y MECÀNIQUES SEGALÉS). Se pretende poner a punto y evaluar técnicas de fertirrigación basadas en la aplicación de buenas prácticas optimizando el uso del nitrógeno disponible en el purín y sustituyendo a la aplicación de fertilizantes sintéticos en zonas de elevada concentración ganadera. La técnica contempla 2 de las Mejores Técnicas Disponibles recogidas en Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos, la MTD 19.a Separación mecánica de los purines y la MTD 21: Dilución de los purines, seguida de técnicas tales como un sistema de riego a baja presión (Decisión de Ejecución (UE) 2017/302).

2. Material y Métodos

2.1. Parcelas demostrativas y sistemas de fertirrigación adaptados

La técnica de fertirrigación se ha puesto en marcha en 7 parcelas de demostración a escala productiva (tabla 1). En Aragón (España), se ha trabajado en dos escenarios caracterizados por suelos muy diferentes. El primero de ellos ubicado en la comarca de las Cinco Villas (Zaragoza) tiene suelos pedregosos y poco profundos. El segundo escenario ubicado en la comarca de La Litera (Huesca) en las instalaciones de la finca de La Melusa, gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Ebro donde los suelos son profundos y pesados. Los dos escenarios en los que se ha trabajado en la región de Lombardía (Italia) tienen suelos profundos y arcillosos.

El cultivo utilizado en los ensayos ha sido el maíz por su implantación en las zonas de regadío donde se lleva a cabo el proyecto y sus altas necesidades nitrógeno. La estrategia de fertilización utilizada se basa en la aplicación de fósforo en fondo y la aplicación con fertirriego de la fracción líquida de purín o digerido como única fuente de nitrógeno para el cultivo. Las dosis se ajustan de forma fraccionada a las necesidades del cultivo en el momento y cantidades adecuados.

El seguimiento agronómico y medioambiental de las parcelas se realizó en 2018 y 2019. En 2020 se está realizando la tercera campaña. Para poder evaluar la eficiencia de las técnicas de fertirrigación se utiliza una parcela de referencia en cada uno de los escenarios donde se implementan las prácticas tradicionales de abonado de fondo con purín porcino (España) o digerido (Italia) y fertilizante sintético en cobertera.

Tabla 1. Parcelas demostrativas del proyecto LIFE ARIMEDA

	Aragón (España)		Lombardía (Italia)				
Purín porcino			Digerido				
Maíz de grano			Maíz para ensilado				
Es	cenario 1ES: Cinco Villas (Aragón)	Es	cenario 1IT: Mantua (Lombardía)				
	Parcela de referencia (1.0 ha)		Parcela de referencia (9.4 ha)				
1	Pívot (10.4 ha)	1	Goteo enterrado (9.6 ha)				
1	Goteo enterrado (2.0 ha)	1	Goteo superficial (9.5 ha)				
Es	cenario 2ES: La Litera (Aragón)	Es	cenario 2IT: Cremona (Lombardía)				
	Parcela de referencia (1.2 ha)		Parcela de referencia (7.0 ha)				
1	Pívot (6.4 ha)	1	Pívot (12.4 ha)				
1	Goteo enterrado (2.0 ha)						



Para poder obtener una fracción líquida (FL) que cumpla con los requisitos técnicos de los sistemas de goteo y pívot, y así evitar la obstrucción de los mismos, se desarrollaron 4 prototipos de separación. En España se diseñaron y construyeron dos prototipos portátiles basados en la utilización de procesos de separación mecánica sin el uso de reactivos. El primer prototipo proporciona una FL apta para riego con pívot (<250 µm) combinando una rampa de filtración y un tornillo prensa. El segundo prototipo, que trabaja en línea con el anterior elimina con un sistema vibratorio de filtrado las partículas superiores a 80 µm permitiendo la fertirrigación en sistemas de riego por goteo. En Italia, los sistemas de filtración físico-químicos para digerido se basan en la utilización de filtros vibratorios instalados en plantas de digestión anaerobia reduciendo el tamaño de partículas a 150 µm y 50 µm en el caso de los pívots y goteo respectivamente.

La FL se inyecta en la red de riego de las parcelas con ratios FL:Agua de 1:5 a 1:8 aproximadamente.

En los sistemas de riego por pívot se reduce la presión de riego a 0,4 bares y se reemplazaron las boquillas de riego instaladas originalmente por otras que proporcionan un mayor tamaño de gota (Nelson D3000). Estas adaptaciones han permitido reducir durante el riego la superficie de contacto del líquido con el aire. Tanto en las Cinco Villas como en Cremona se mantuvo la configuración inicial de las boquillas por encima de la cubierta vegetal distanciadas entre sí 3 m. Sin embargo, en La Litera se bajaron a 40 cm por encima del nivel del suelo con el fin de obtener una reducción de emisiones adicional por el efecto de la cubierta vegetal, lo que exige llevar a cabo la siembra en círculo y modificar las bajantes para desdoblar el número de boquillas consiguiendo una distancia entre sí de 1,4 m. Las bajantes riegan en líneas alternas del maíz.

Las parcelas de riego por goteo enterrado en Aragón tienen 75 cm entre líneas, 50 cm entre goteros y está instalada a 30 cm de profundidad. Se han utilizado goteros con gran superficie de filtrado. En Italia se llevaron a cabo los ensayos en una parcela de riego por goteo superficial y en una de goteo enterrado 10-15 cm.

2.2. Evaluación medioambiental

2.2.1. Emisiones de amoniaco

Para estimar las emisiones de amoniaco derivadas de la fertilización nitrogenada se realizaron mediciones de concentración de amoniaco en el aire en entre 1 y 5 puntos por parcela dependiendo de la superficie y forma de la misma.Los periodos de muestreo oscilaron entre las 24 horas durante la fertirrigación y la semana el resto del ciclo del cultivo. Se utilizaron captadores pasivos ALPHA (UK Centre of Ecology & Hydrology) diseñados para atrapar por difusión el NH₃ en el aire con un filtro impregnado en una disolución de ácido cítrico en metanol (12 % (m/v)). Se colocaron 3 captadores en cada punto a 1,20 m de altura sobre la superficie de la cubierta vegetal. En laboratorio se analizó la concentración de amonio extraída de los filtros con agua por colorimetría (Autoanalizador AA3 Bran Luebbe o Analizador por Inyección de Flujo)

Una vez conocidas las concentraciones medias de amoniaco en el aire y utilizando los registros de intensidad y velocidad del viento medidos in situ o registrados por las estaciones de la red SIAR (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), se estimaron las emisiones de amoniaco por el método de dispersión inversa. Para ello se utilizó el software gratuito WindTrax (Thunderbeachscientific). Este método permite, a partir de la medición de concentración de un gas en el aire en un punto definido por su ubicación y altura respecto a una superficie emisora delimitada, y conociendo la intensidad y dirección del viento, así como la altura del cultivo, obtener una estimación de los flujos de emisión de ese gas por unidad de superficie y tiempo.



2.2.2. Riesgo de lavado de nitrato

El riesgo de lavado de nitrato se evaluó a través de un análisis comparativo de concentración de nitrato en el extracto de agua del suelo por debajo de la zona de enraizamiento. Durante la campaña de fertilización del cultivo, se muestreó semanalmente con sondas de succión el agua bajo la zona de raíz del cultivo a 45 cm aproximadamente en las parcelas de suelos poco profundos y a 120 cm en las de suelos profundos. Se instalaron 5 puntos de control por parcela y se analizó en laboratorio la concentración de nitrato en el extracto de agua por colorimetría.

2.3. Evaluación agronómica

Se llevaron controles de los rendimientos de cosecha y la Eficiencia de Uso de Nitrógeno (EUN) se estimó en cada parcela como la relación entre la extracción de N por la biomasa sobre el suelo (análisis por combustión en grano y hoja con un analizador LECO FP-528) y el N aplicado en la fertilización calculado a partir de los registros de volúmenes de FL aplicada en el fertirriego y la composición de la misma a lo largo de toda la campaña.

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos hasta el momento son parciales y deben entenderse en el contexto de parcelas agrícolas productivas a gran escala. El tercer año de evaluación se encuentra en curso en estos momentos.

En las parcelas italianas, la fertirrigación con digerido redujo la emisión de NH₃ del 25% del nitrógeno total (NT) aplicado en las parcelas de referencia al 6% tanto en el sistema de goteo como en pívot. En España, las pérdidas medias de NH₃ en el aire en los sistemas de referencia fueron del 33% del NT aplicado y se redujeron a entre el 1 y el 5% del NT aplicado en los sistemas de goteo enterrado y entre el 7 y el 12% del NT aplicado en los sistemas pívot, dependiendo del diseño de riego. En todos los casos hasta el momento, la concentración de nitratos medida en las soluciones del suelo se mantuvo al mismo nivel o por debajo de los valores de referencia y la EUN medida en las 2 primeras campañas en las instalaciones de riego por pívot mostró un aumento en la fertirrigación del 28% al 45% en relación con las parcelas de referencia.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos hasta el momento indican que la fertirrigación permite reducir las emisiones de amoniaco sin aumentar el riesgo de lavado de nitrato, aumentar la eficiencia en el reciclaje de nitrógeno del purín siguiendo unas buenas prácticas, optimizar la aplicación de nitrógeno de los fertilizantes orgánicos consiguiendo una mayor uniformidad y fraccionando las dosis conforme a las necesidades del cultivo y finalmente, permite sustituir el fertilizante mineral en todo el ciclo del cultivo.

Este sistema representa una opción adecuada en áreas con alta densidad ganadera y gran superficie de cultivos extensivos de regadío, como las áreas mediterráneas, que respaldan y garantizan la sostenibilidad económica y ambiental del sector agrícola.

5. Bibliografía

AMEC Environment & Infrastructure UK Limited (2014). Contribution of industry to pollutant emissions to air and water. European Commission (DG Environment).

DECISIÓN DE EJECUCIÓN (UE) 2017/302 DE LA COMISIÓN de 15 de febrero de 2017 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el



marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos.

European Environment Agency (2019). Air quality in Europe – 2019 report No 10/2019.

Tista A., Gager, M., Haider S., Pucher I., Ullrich B. 2018. Annual European Union (EU) LRTAP Convention emission inventory report 1990-2016. EEA European Commission, DG Environment.

UNECE (2019). Draft Assessment Report on Ammonia

(https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2019/AIR/EMEP_WGE_Joint_Session/A ssessment_Report_on_Ammonia_20190827.pdf).

UNEP (2019). Frontiers 2018/19 Emerging Issues of Environmental Concern. United Nations Environment Programme, Nairobi.

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado con fondos del Programa LIFE de la UE (LIFE16ENV/ES/000400).



COMPOST DE AGRORESIDUOS EN LA ELABORACIÓN DE SUSTRATOS PARA PLANTAS ORNAMENTALES

<u>Agustina Gutiérrez</u>¹, Luciano Orden^{2,3}, Pablo Postemsky¹, Gastón locoli^{1,2}, Gabriela Mockel¹, Pablo Marinangeli^{1,2}

Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (UNS-CONICET).
 Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800, 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
 EEA INTA Ascasubi. Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina. pamarina@criba.edu.ar

Resumen: En la formulación de sustratos para plantas ornamentales en contenedores generalmente existe un compromiso entre las características físico-químico-biológicas requeridas y los costos. Una forma de optimizar esta relación es utilizando componentes locales. En este trabajo se propone la elaboración de un sustrato en base a turba Sphagnum y perlita complementado con compost de residuos agropecuarios regionales, producido a partir de guano avícola en co-compostaje con rastrojos agrícolas (empleando el sistema de pilas con remoción mecanizada a campo) como posible reemplazo de un sustrato comercial. Se comparó el crecimiento y desarrollo de plantas de Impatiens walleriana en contenedores con diferentes sustratos: sustrato comercial (SC), turba/perlita 9/1 (TP), compost puro (C), y 4 mezclas TP/C (v:v): 8/2, 6/4, 4/6 y 2/8. Los parámetros evaluados semanalmente fueron: cobertura foliar, número de flores y biomasa acumulada. Además, se realizó la caracterización físico-química de los sustratos evaluados. A los 45 días del transplante, los plantines de los tratamientos SC, TP y TP/C 8/2 lograron el área foliar mínima para su comercialización (154 cm²) y más de dos flores abiertas por planta. El resto de los tratamientos no alcanzaron el área mínima requerida, aunque sí llegaron a floración. La biomasa del tratamiento SC fue significativamente superior a TP y TP/C 8/2, que no se diferenciaron entre ellos. Si consideramos como un indicador de calidad ornamental a la relación entre número de flores y área foliar, el tratamiento TP/C 8/2 superó significativamente a los otros dos, convirtiéndolo en una buena opción para el reemplazo de un sustrato comercial.

Palabras clave: residuos orgánicos, *Impatiens walleriana*, plantas en contenedores, invernadero.

1. Introducción

En los últimos años, el uso de sustratos se ha incrementado y en algunos casos sustituye al cultivo tradicional en suelo (Urrestarazu, 2015). La turba *Sphagnum* se utiliza como componente principal en las mezclas de sustratos en los viveros y, para evitar su extracción indiscriminada y el deterioro ambiental asociado (pérdida de funciones hidrogeológicas y reserva de C), algunos países están comenzando a imponer restricciones a su utilización y promoviendo el uso de materiales renovables.

Los residuos orgánicos de origen agroindustrial constituyen un recurso muchas veces desaprovechado, que pueden convertirse en valiosos productos mediante tratamientos adecuados. Si dichos procesos son sustentables las ventajas son múltiples, se consigue eliminar los residuos, se obtiene una ganancia económica a partir de ellos y no se ve afectado el medio ambiente (Moreno et al, 2016). Una alternativa de tratamiento es el compostaje, que genera un producto orgánico estable denominado compost. El compost se utiliza en la producción de cultivos bajo cubierta como un sustituto más económico que la turba y otros componentes orgánicos que se emplean como medios de cultivos (Fitzpatrick, 2001). En general, las propiedades físicas de los compost (porosidad, retención de agua, densidad) son adecuadas para su uso como sustrato, mientras que las propiedades físico-químicas (pH y salinidad) son más desfavorables (Cáceres y Marfà, 2003). Se debe tener presente al mezclar diversos materiales, las propiedades físicas de las mezclas no siguen relaciones lineales por lo que es importante analizar sus propiedades antes de emplearlos



(Bárbaro y Karlanian, 2012). La composición de este tipo de sustratos cambia a diferentes tasas a lo largo del tiempo dependiendo de la estabilidad de sus materiales orgánicos (Lavado, 1999), por lo que es necesario conocer el comportamiento de acuerdo al ciclo fenológico del cultivo para el que se los utilice.

La utilización de compost de agroresiduos en la elaboración de sustratos para plantas ornamentales es una solución parcial a los problemas ambientales asociados a los agroresiduos y, adicionalmente, podría reducir la demanda de *Sphagnum* y la energía utilizada para su extracción y transporte y, al utilizar residuos regionales, contribuiría al desarrollo de economías circulares. Sin embargo, existe un compromiso entre las características físico-químico-biológicas requeridas y los costos, por lo que es fundamental realizar estudios detallados sobre las características de los materiales y sus posibles combinaciones, como también el efecto sobre el desarrollo de los cultivos.

En este sentido, con el objetivo de establecer sustratos sustentables para plantas a partir de residuos regionales, en este trabajo se propone evaluar el reemplazo de distintas proporciones de turba *Sphagnum* con compost en la preparación de un sustrato comercial, evaluando sus características a través de análisis físico-químicos y su efecto sobre el desarrollo y crecimiento de plantas ornamentales

2. Material y Métodos

Los sustratos a evaluar fueron elaborados a base de turba Sphagnum y perlita complementados con diferentes proporciones (20 – 80% v:v) de compost. El compost procedió de residuos agropecuarios regionales, producido a partir de rastrojos agrícolas, sustrato residual del cultivo de hongos Pleurotus a base de cáscara de girasol, en co-compostaje con guano avícola (2:1, v/v) mediante un sistema abierto de pilas con remoción mecanizada a campo (unidades experimentales de 60 m³). Se realizó un ensayo en invernadero bajo condiciones controladas de temperatura y riego para evaluar el desarrollo y crecimiento de plantas de la especie ornamental *Impatiens* walleriana (alegría del hogar) cultivadas en contenedores con diferentes sustratos compuestos por: sustrato comercial a base de turba (SC), turba/perlita 9/1 v:v (TP), compost puro (C), y mezclas TP/C en proporciones (v:v): 8/2, 6/4, 4/6 y 2/8. Los parámetros evaluados semanalmente fueron: cobertura foliar, número de flores v biomasa acumulada sobre peso seco. Además, se utilizó como indicador de calidad ornamental a la relación entre número de flores y área foliar. Se realizó la caracterización físico-química de los sustratos evaluados. El diseño experimental fue totalmente al azar y se evaluaron 70 plantas (10 por tratamiento). Sobre los datos se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y se utilizó el test LSD de Fisher (p <0,05) para la comparación de medias, utilizando el software estadístico Infostat (Di Renzo et al, 2008).

3. Resultados y Discusión

A los 45 días del transplante, los plantines de los tratamientos SC, TP y TP/C 8/2 lograron el área foliar mínima para su comercialización (154 cm²) y más de dos flores abiertas por planta. En el tratamiento de compost puro (C) las plantas no prosperaron y en el resto de los tratamientos llegaron a floración, pero no alcanzaron el área mínima requerida. Además, en TP/C 2/8 no se logró la media de dos flores abiertas por planta (Tabla 1).



Tabla 1. Valores medios del área foliar y número de flores abiertas a los 45 días posttransplante para plantas de *Impatiens walleriana* crecidas en diferentes sustratos (tratamientos): SC (sustrato comercial), TP (turba/perlita 9/1) y diferentes proporciones de TP y compost (C): TP/C 8/2, TP/C 6/4, TP/C 4/6 y TP/C 2/8.

	33:::p33: (3): :: ; 3 3; <u>2</u> ; :: ; 3 3;	:, :: / C : / C .: / C = / C:
Tratamiento	Área foliar (cm²)	N° flores abiertas
SC	495,8 d	5,0 c
TP	313,1 c	2,9 b
TP/C 8/2	228,3 b	5,1 c
TP/C 6/4	128,1 a	4,5 c
TP/C 4/6	91,2 a	2,4 b
TP/C 2/8	71,9 a	1,8 a

Letras diferentes indican diferencias significativas (P <0,05) con la prueba LSD de Fisher.

El índice de calidad ornamental del tratamiento TP/C 8/2 (0,022) superó significativamente al de SC (0,010) y TP (0,009), que no difirieron entre sí.

La biomasa total sobre peso seco del tratamiento SC fue significativamente superior a TP y TP/C 8/2, que no se diferenciaron entre ellos. Para las biomasas parciales (hoja, tallo y raíz) no hubo diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos (Figura 1).

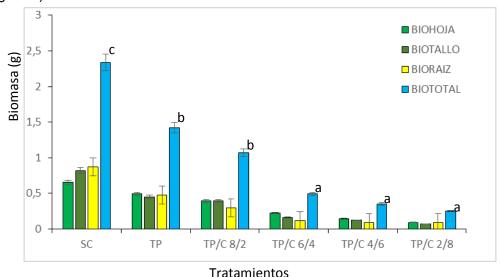


Figura 1. Medias (±ES) de biomasa total sobre peso seco, de hoja, de tallo y de raíz para plantas de *Impatiens walleriana*crecidas en diferentes sustratos (tratamientos): SC (sustrato comercial), TP (turba/perlita 9/1) y diferentes proporciones de TP y compost (C): TP/C 8/2, TP/C 6/4, TP/C 4/6 y TP/C 2/8. Letras diferentes indican diferencias significativas (P <0.05) con la prueba LSD de Fisher.

Comparando las características físico-químicas de los sustratos evaluados, encontramos que la densidad aparente es adecuada en todas las mezclas, aunque va aumentando a medida que aumenta la proporción de compost (Tabla 2). La densidad del sustrato comercial se ubica entre la de TP/C 8/2 y TP/C 6/4, sin embargo, la capacidad de retención de agua es significativamente superior en SC, seguida por TP/C 8/2 y 6/4, luego TP/C 4/6 y TP y finalmente TP/C 2/8. El contenido de materia orgánica es muy alto en SC (87%) y va disminuyendo a medida que aumenta la proporción de compost en la muestra. Esto se explica por el proceso de mineralización a que fue sometida la materia orgánica durante el compostaje y a los materiales de origen. La conductividad eléctrica es inferior a 1 dS m-1 en TP y SC, siendo adecuada para un sustrato de cultivo para la mayoría de las especies ornamentales; y es alta (>2 dS m-1) para TP/C 8/2 y 6/4 y muy alta para el resto de los sustratos (Bárbaro, et al., 2019). Esta puede haber sido la causa del menor crecimiento y de la alta mortandad



de plantas en los tratamientos con mezclas con mayor proporción de compost. El pH de las mezclas TP/C 8/2 y 6/4 están dentro del rango considerado óptimo, i.e. 5,5-6,8 (Tabla 2). Es algo bajo para SC, muy bajo para TP y alto para el resto de las mezclas (Bárbaro, et al., 2019). El mayor pH en los sustratos con alta proporción de compost puede haber sido responsable por los síntomas de deficiencia de micronutrientes detectados en las plantas (datos no mostrados).

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos evaluados (densidad aparente sobre base seca, DA; capacidad de retención de agua, CRA; materia orgánica, MO; conductividad eléctrica, CE; pH) sobre los diferentes sustratos (SC (sustrato comercial), TP (turba/perlita 9/1) y diferentes proporciones de TP y compost (C): TP/C 8/2, TP/C 6/4, TP/C 4/6 y TP/C 2/8).

Tratamiento	DA (kg m ⁻³)	CRA (%)	MO (%)	CE (dS m ⁻¹)	рН
SC	126,9 c	66,6 E	86,9 d	0,6 b	5,2 b
TP	51,7 a	44,2 C	84,4 d	0,1 a	3,4 a
TP/C 8/2	101,9 b	49,2 D	72,4 c	2,2 c	6,3 c
TP/C 6/4	142,1 d	47,4 D	46,6 a	2,9 d	6,7 d
TP/C 4/6	180,9 e	45,2 C	45,4 a	4,3 e	7,7 e
TP/C 2/8	202,0 f	41,0 B	58,6 b	5,1 f	7,3 f
С	244,1 g	36,1 A	45,1 a	5,4 g	7,5 g

Letras diferentes indican diferencias significativas (P <0,05) con la prueba LSD de Fisher.

La elevada CE de los sustratos con alta proporción de compost se correlacionó con un alto contenido de nutrientes en general (Tabla 3). El contenido de fósforo disponible fue mucho mayor en TP/C 4/6 y 2/8 respecto al resto de los tratamientos. Los contenidos de nitratos, potasio y sodio son particularmente elevados en los sustratos con compost, lo que requeriría un lavado controlado al inicio del cultivo para evitar los problemas asociados de salinidad (Bárbaro, et al., 2019). El contenido de micronutrientes es alto en todos los sustratos, excepto en TP, aunque posiblemente su disponibilidad sea baja en los tratamientos con pH elevado. TP tiene un bajo contenido de nutrientes en general, lo que obligaría a suministrarlos desde el inicio del cultivo, previa corrección del pH.

Tabla 3 - Contenido de nutrientes (mg L⁻¹) en muestras húmedas de los diferentes sustratos (SC (sustrato comercial), TP (turba/perlita 9/1) y diferentes proporciones de TP y compost puro (C): TP/C 8/2. TP/C 6/4. TP/C 4/6 y TP/C 2/8).

		\	O_j . II $/$	J 0/2, 11	70 0/4, 11	10 -10 y	11/02/	0).		
Trat.	NO ₃	Р	Ca	Mg	K	Na	Zn	Mn	Cu	Fe
SC	504,2b	24,9b	64,9b	45,3b	93,1a	91,5b	0,18bc	0,28ab	0,07a	1,0ab
TP	7,87a	2,6a	1,4a	4,5a	8,7a	39,2a	0,02a	0,02a	0,04a	0,2a
TP/C 8/2	831,8c	10,8ab	76,6c	62,2c	133,7b	207,0c	0,10ab	0,56bc	0,13a	0,8ab
TP/C 6/4	1288,3 d	12,3ab	77,3c	84,1d	1269,4c	262,7d	0,16b	0,40bc	0,13a	1,0ab
TP/C 4/6	1954,4e	117,6c	77,0 c	115,7e	2245,3d	384,4e	0,26cd	0,34abc	0,27b	2,1b
TP/C 2/8	2148,9 f	109,3c	79,0c	126,9e	2729,5e	460,7f	0,33d	0,69c	0,40c	2,4b
С	2544,0g	122,9c	91,6d	145,1f	3243,3f	549,5g	0,46e	0,54bc	0,55d	2,2b

Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0,05) con la prueba LSD de Fisher.

4. Conclusiones

El sustrato con mezcla de turba, perlita y compost de residuos agropecuarios locales en baja proporción (20%) permitió un adecuado crecimiento y desarrollo de *Impatiens walleriana* para lograr plantas comerciales en 45 días, con un mejor índice ornamental que el sustrato comercial. Posiblemente, lavar previamente el compost para reducir la CE y el contenido de Na, permita incrementar su proporción en la mezcla. Los resultados precedentes indican que el compost de residuos agropecuarios



regionales producido a partir de guano avícola en co-compostaje con rastrojos agrícolas (sistema abierto de pilas con remoción mecanizada a campo) es un buen componente de sustratos para cultivo de plantas en contenedores con importante aporte de macro y micro nutrientes.

5. Bibliografía

- Bárbaro, L. y Karlanian M. 2012. Uso del compost en la formulación de sustratos para plantas En: Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso Mazzarino, M.J. y P., Satti (Eds.). UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina. Pp.: 177-184
- Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P. y Riera, Nicolás. 2019. Caracterización de diferentes compost para su uso como componente de sustrato. Chilean J. Agric. Anim. Sci. 35(2):126-136.
- Cáceres, R. Marfà, O. 2003. Sustratos y fertilidad en ornamentales de exterior. Horticultura Internacional 39:14-21.
- Carmona C.E., y B.M. Abad. 2008. Aplicación del compost en viveros y semilleros. p. 399-424. En Moreno Casco, J., y R. Moral Herrero (eds.) Compostaje. Mundi Prensa, Madrid, España.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Fitzpatrick, G.E. 2001. Compost Utilization in Ornamental and Nursery Crop Production Systems. En: Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems. Stoffella, P.J. y Kahn, B.A. (Eds.). CRC Press LLC, Florida, USA. Pp: 145-160.
- Lavado, R.S. 1999. Sustratos y Fertilizantes. En: Producción, mantenimiento y comercialización de plantas ornamentales y florales. Ed. Librería Graciela, Buenos Aires, Argentina. Pp.:1-28.
- Moreno J., Moral R., García Morales J.L., Pascual J.A., Bernal M.P., 2016. Residuos Orgánicos y agricultura intensiva. De residuo a recurso, el camino hacia la sostenibilidad. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 123 pp.
- Urrestarazu, M. 2015. Manual Práctico del Cultivo sin Suelo e Hidroponía. 278 p. Mundi-Prensa. Madrid, España.

6. Agradecimientos

Proyecto de Unidades Ejecutoras CERZOS (CONICET-UNS) "Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense" P-UE 22920160100031CO. Proyecto Cofecyt PFIP ESPRO "Impulso al cultivo de hongos comestibles y medicinales en el sudoeste y costa atlántica bonaerenses"



EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO DE LA FERTILIZACIÓN EN CAMPOS DE GOLF MEDIANTE EL USO COMBINADO DE DRON Y CÁMARA MULTIESPECTRAL

<u>Francisco Guilabert</u>¹, Xavier Barber², Eduardo Jacquemin³, María Ángeles Bustamante⁴, Enrique Agulló⁴, María Dolores Pérez Murcia⁴, Raúl Moral⁴

¹Font del Llop Golf Club, Monforte del Cid (Alicante), Spain, ²CIO Research Institute, Univ. Miguel Hernandez, Elche (Alicante), Spain, ³GEODRON Solutions SME, San Juan (Alicante), Spain, ⁴Depto. Agroquimica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernandez, EPSO, 03312-Orihuela (Alicante) Spain. ^{*}marian.bustamante@umh.es

Resumen: En este trabajo tenemos un objetivo doble: i) ensayar y comparar 5 tratamientos de fertilización (compost de podas vegetales (C1), compost de alperujo (C2), vermicompost de podas vegetales (V), y dos tratamientos comerciales, uno de tipo inorgánico (I) y otro de tipo orgánico (N)) aplicados a una dosis de 4 kg m⁻²equivalentes a un promedio de 70 g N total m⁻² usando como referencia zonas sin fertilizar; ii) correlacionar la producción de biomasa vegetal así como el contenido de nutrientes en las especies cespáceas usadas con diferentes índices preestablecidos y propios obtenidos mediante el uso de una cámara multiespectral instalada en un dron. Se observó que los tratamientos más idóneos han sido el compost de origen vegetal (C1) y el vermicompost (V), con producciones superiores al tratamiento inorgánico utilizado habitualmente en la instalación. El uso del compost de alperujo (C2) ha generado problemas de producción y de aspecto general, probablemente debido a la inadecuada madurez del producto y a la existencia de contenidos fitotóxicos de tipo polifenólico. Los contenidos minerales se vieron afectados por los escenarios de fertilización y el tiempo. La estimación del contenido mineral por bandas e índices espectrales varió dependiendo del elemento; C fue mejor estimado por las bandas verde y cercana roja (82 y 74 % de la variabilidad explicada respectivamente); N total por banda azul y roja (65 y 55 % de variabilidad explicada respectivamente).

Palabras clave: compost, vermicompost, teledetección, mutiespectral, modelización.

1. Introducción

En la actualidad el manejo del césped utilizado en actividades lúdicas y deportivas, tales como futbol y golf, está alcanzando un alto nivel de sofisticación, de cara a tener un aspecto óptimo durante todo el año. Para ello, el ensayo de nuevas estrategias de manejo en estos escenarios es complejo debido al uso continuo de las instalaciones y a la imposibilidad de realizar técnicas de monitoreo destructivas. Adicionalmente, debido a las propiedades específicas en el manejo hídrico y el tipo de tecnosuelo que se implanta como capa de enraizamiento, el uso de biofertilizantes de matriz orgánica no ha sido muy habitual en estos entornos (Hefa y col., 2006). En este sentido, en este trabajo tenemos un objetivo doble: i) ensayar y comparar tratamientos de fertilización orgánicos frente a tratamientos comerciales, usando como referencia zonas sin fertilizar; ii) correlacionar la producción de biomasa vegetal y el contenido mineral en las especies de gramíneas cespitosas usadas con diferentes índices preestablecidos y propios obtenidos mediante el uso de una cámara multiespectral instalada en un dron.

2. Material y Métodos

Se definieron 36 subparcelas (280 x 400 cm cada una) en las calles de los hoyos 5 y 6 en el campo de golf Font del Llop (Monforte del Cid, Alicante), donde se establecieron los tratamientos por sextuplicado, sobre un césped de clima cálido (C₄), tipo bermuda (*Cynodon dactylon*, var. Riviera), y que posteriormente fue resembrado con un césped de clima templado (C₃), tipo raigrás inglés (*Lolium perenne*, var. CT7). Se realizaron un total de 6 tratamientos: 3 orgánicos (compost de podas vegetales (C1), compost de alperujo (C2), vermicompost de podas vegetales (V), y dos



tratamientos comerciales, uno de tipo inorgánico (I) y otro de tipo orgánico (N), aplicandopara los tratamientos orgánicos una dosis de 4 kg m⁻², equivalentes a un promedio de 70 g N total m⁻². La fertilización realizada en los dos tratamientos comerciales se ajustó para ser equivalente al nitrógeno disponible promedio de los tres tratamientos orgánicos de compost, siempre respetando los límites de aplicación de cada producto, usando como referencia zonas sin fertilizar (Blanco, B). El compost de podas vegetales procede de los restos de jardinería urbana de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (59 % especies leñosas, especialmente morera y tipuana; 24 % especies formadoras de setos/acebuche y césped; 9 % poda de palmáceas; 8 % restos cultivos, membrillo, manzano y cítrico. La duración del proceso es de 170 días, verificando condiciones de higienización (60-65 °C 4 días y 50-60 °C 47 días). El vermicompost utilizado se produjo en contenedor 1x1x0,5m usando como insumo el compost vegetal anterior, después de un proceso de 120 días mediante el uso de lombriz roja americana (200 lombrices adultas m⁻²). El tratamiento inorgánico comercial (I) consiste en la aplicación de un fertilizante comerciala base de nitrógeno de liberación lenta procedente de isobutilidendiurea (IBDU) y crotonilidendiurea (CDU), magnesio y micronutrientes, NPK (MgO) 20-5-8 (2), con pH 5. El tratamiento orgánico (N) es un producto comercial a base de lignito modificado químicamente con incorporación de N.



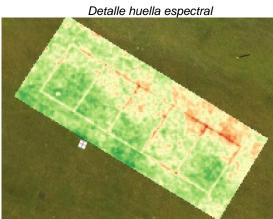


Figura 1. Ubicación del experimento y detalle de huella espectral.

Tabla 1. Características clave de los tratamientos fertilizantes empleados.

Tratamiento	Origen	рН	CE (dS	C (%)	NT	P (%)	K (%)
			m ⁻¹)		(%)		
Compost vegetal, C1	GIAAMA-UMH	7,3	2,81	26,5	2,9	0,96	0,7
Compost alperujo, C2	Almazara, Almería	7,7	8,02	38,1	1,5	2,14	2,6
Vermicompost vegetal, V	GIAAMA-UMH	6,9	5,36	25,8	2,6	2,30	1,5
Comercial inorgánico, I	Floranid®Twin Turf	5,0	nd	<1	20	2,18	6,7
Comercial orgánico, N	©Novihum	7,7	nd	55,2	4,7		

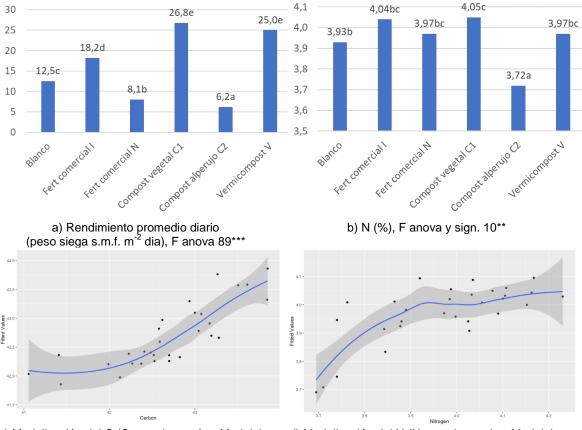
Se ha cuantificado la biomasa generada por siega en cada subparcela durante todo el experimento y el contenido total de los elementos C, N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn y Zn en las siegas correspondientes a los días 64 y 92 días desde la aplicación de los tratamientos, según los métodos descritos por Vico y col. (2020). Sobre las subparcelas se han realizado vuelos periódicos (a -1, 16, 65 y 93 días después de la aplicación de los tratamientos) mediante un dron DJI Inspire dotado de una cámara RGB y una cámara multiespectral de la marca MicaSense, modelo RedEdge de 5 bandas: Rojo (R), Verde (G), Azul (B), Infrarrojo (NIR) y Rojo Cercano (RE), obteniéndose una huella multiespectral de cada subparcela (con resolución GDS de 8 cm pixel⁻¹ y 1.700 puntos por subparcela y vuelo). A continuación, se analizó a nivel estadístico la relación existente entre las bandas espectrales y su relación espacial



mediante modelos geoestadísticos. Se han utilizado modelos aditivos generalizados para estudiar la relación existente entre las bandas espectrales, así como índices creados a partir de éstas, con la composición mineral de las siegas. También se han analizado de forma conjunta mediante un modelo de respuesta multivariante.

3. Resultados y discusión

Se observó que los tratamientos más idóneos han sido el compost de origen vegetal (C1) y el vermicompost (V), con producciones superiores al tratamiento inorgánico utilizado habitualmente en la instalación (I). El uso del compost de alperujo (C2) ha generado problemas de producción y de aspecto general, probablemente debido a la inadecuada madurez del producto y a la existencia de contenidos fitotóxicos de tipo polifenólico, característicos del residuo inicial (Chowdhury y col., 2013). Los contenidos minerales se vieron afectados por los escenarios de fertilización y el tiempo (datos no mostrados). Los tratamientos ensayados fueron comparables al tratamiento comercial I a nivel de contenido nitrogenado en la siega, que se correlaciona indirectamente con la calidad visual del césped (verdor), salvo el compost C2 (Figura 2.b).



c) Modelización del C (C experimental vs Modelo) y rango de variabilidad explicado rango de variabilidad explicado

Figura 2. a y b) Rendimiento, contenido de N en siegas en función de los tratamientos, c y d) Ejemplo de modelización para C y N en siegas basado en rangos espectrales.

Los tratamientos generaron una huella espectral diferencial (Tabla 2). El uso combinado de dron y cámara multiespectral permite obtener un elevado volumen de datos/puntos por subparcela que permitió obtener diferencias significativas entre tratamientos que en otros escenarios de monitorización no serían posibles.



La estimación del contenido mineral por bandas e índices espectrales varió dependiendo del elemento; C fue mejor estimado por las bandas verde y cercana roja (82 y 74 % de la variabilidad explicada respectivamente); N total por banda azul y roja (65 y 55% de variabilidad explicada respectivamente). En este trabajo se han desarrollado dos nuevos índices definidos como:

$$BG1 = \sqrt{\frac{1}{Blue^2 + Green^2}} \qquad \qquad BGRE = \sqrt{\frac{RedEdge^2}{Blue^2 + Green^2 + RedEdge^2}}$$

Tabla 2. Efecto de los tratamientos sobre la huella espectral (valores promedio obtenidos para 3 vuelos)

	В	N	Į	C1	C2	V	p-value
Blue	0,043(0,013) d	0,044(0,015) c	0,043(0,014) d	0,044(0,013) b	0,044(0,012) a	0,042(0,014) e	<0,001
DVI	0,443(0,123) b	0,428(0,087) e	0,44(0,107) d	0,443(0,118) b	0,454(0,114) a	0,44(0,105) c	<0,001
GDVI	0,419(0,107) c	0,412(0,077) b	0,417(0,094) d	0,421(0,103) a	0,424(0,102) a	0,418(0,093) c	<0,001
GNDVI	1,056(0,087) c	1,043(0,108) e	1,056(0,083) d	1,053(0,083) f	1,068(0,031) b	1,056(0,079) a	<0,001
Green	0,101(0,029) b	0,099(0,02) c	0,1(0,026) c	0,1(0,027) c	0,104(0,029) a	0,097(0,025) d	<0,001
NDVI	0,757(0,076) b	0,754(0,07) e	0,758(0,07) c	0,755(0,077) c	0,751(0,078) d	0,763(0,068) a	<0,001
NG	0,145(0,022) b	0,144(0,021) d	0,144(0,02) c	0,144(0,022) d	0,147(0,022) a	0,142(0,021) e	<0,001
NIR	0,521(0,125) c	0,51(0,083) b	0,517(0,11) d	0,521(0,12) b	0,528(0,119) a	0,515(0,107) e	<0,001
NR	0,109(0,045) d	0,115(0,052) a	0,108(0,042) b	0,11(0,044) b	0,106(0,031) c	0,106(0,041) e	<0,001
Red	0,077(0,046) d	0,083(0,055) a	0,077(0,044) c	0,078(0,044) b	0,074(0,028) a	0,074(0,042) e	<0,001
RedEdge	0,266(0,08) b	0,273(0,056) a	0,263(0,074) c	0,262(0,078) e	0,26(0,085) c	0,26(0,071) d	<0,001

Tabla 3. Nuevos índices BG1 y BGRE, media (desviación estándar) y significación (Tukey)

	В	C1	N	1	V	C2	p-value
BG1	9,674(2,398) c	9,728(2,483) c	9,599(1,946) d	9,708(2,362) b	9,963(2,294) a	9,494(2,628) e	<0,001
BGRE	0.91(0.079) c	0.909(0.08) e	0.928(0.017) a	0.91(0.079) d	0.912(0.078) b	0.892(0.108) f	<0.001

En la Figura 2, apartados c) y d) se observa el ajuste obtenido mediante modelos aditivos generalizados (GAM) teniendo como covariables los tratamientos, el volumen de siega y aplicándole una regresión *spline* penalizada (p-spline) sobre los índices BG1 y BGRE. Se consiguió una mayor variabilidad explicada para el Carbono con el índice BG1 del 71%, y para el Nitrógeno se consiguieron peores ajustes, con el índice GNDV consiguiendo un 61%. Ello nos lleva a analizar el modelo de forma conjunta utilizando el Carbono como condicionante del Nitrógeno, lo cual lleva a una variabilidad que explica un 69 % de la variabilidad, siendo este un valor más cercano a lo deseado (>75 %).

4. Conclusiones

Los biofertilizantes de alta calidad (equilibrados y bien estabilizados) como compost o vermicompost se pueden utilizar en sustitución de fertilizantes comerciales inorgánicos, obteniendo una producción regular de biomasa sin pérdidas en la calidad visual del césped (color, textura, densidad y uniformidad) y manteniendo de forma óptima sus características de jugabilidad (rigidez, elasticidad, resiliencia y capacidad recuperativa). El uso combinado de sistemas de cámaras multiespectrales de drones y propiedades *in situ* (por ejemplo, mediciones de rendimiento de los restos de siega y contenido mineral) puede producir una mejora significativa en la evaluación del tratamiento, lo que permite una detección más rápida de las áreas de baja calidad que deben gestionarse.

5. Bibliografía

Chowdhury A.K.M.B., Akratos C.S., Vayenas D.V., Pavlou, S. 2013. Olive mill waste composting: A review. *Int. Biodeter.Biodegr.* 85, 108-119.



- Hefa C, Weipu X, Junliang L, Qingjjan Z, Yanqing H and Gang C. 2006. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. *Ecol. Eng.* 29, 96-104.
- Vico A., Sáez J.A., Pérez-Murcia M.D., Martinez-Tomé J., Andreu-Rodríguez J., Agulló E., Bustamante M.A., Sanz-Cobena A., Moral R. 2020. Production of spinach in intensive Mediterranean horticultural systems can be sustained by organic-based fertilizers without yield penalties and with low environmental impacts. *Agric. Syst.* 178, 102765.

6. Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a la propiedad del Club de Golf Font del Llop (Monforte del Cid, Alicante) por ceder sus instalaciones para este experimento.



VALORIZACIÓN DE LA DIETA AGOTADA DE LA CRIA DE LARVAS DE MOSCA DE LA FRUTA (*Ceratitis capitata*) MEDIANTE CO-COMPOSTAJE CON RESTOS DE PODA DE VID

Ana García-Rández¹,ÓscarDembilio², Mª Teresa Fernández-Suárez¹, Concepción Paredes¹, María Ángeles Bustamante¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante).

²Empresa de Transformación Agraria (TRAGSA). Departamento I+D+i; Proyecto TIE Ceratitis capitata. Carretera CV-315, Km 10,7. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)46113 - Moncada (Valencia) Correo electrónico: angarran @hotmail.com

Resumen: En la Bioplanta de Caudete de las Fuentes se lleva a cabo el proceso de cría masiva de machos estériles de la mosca de la fruta, Ceratitis capitata (Wiedemann), con una capacidad de producción de hasta 500 millones de machos estériles a la semana, los cuales se liberan posteriormente en toda la Comunitat Valenciana. La liberación de estos machos conforma el eje central de la estrategia de lucha integrada de la Generalitat Valenciana contra la mosca de la fruta utilizando la Técnica del Insecto Estéril (TIE). Después del proceso de cría larval se genera una dieta agotada rica en azúcares y alta degradabilidad. En el presente trabajo se evaluó el uso potencial y la viabilidad de esta dieta en un proceso de co-compostaje junto con residuos orgánicos de la zona para la obtención de un compost de calidad y valor fertilizante. Para ello, se elaboró una pila maximizando el porcentaje de dieta agotada junto con sarmiento y estiércol de oveja con los siguientes porcentajes sobre materia fresca 7,4/81,3/11,3 (sarmiento/dieta agotada/estiércol). El proceso se realizó en sistemas abiertos, con volteo periódico de tipo mecánico, riegos puntuales y controlando la temperatura en días alternos. Las temperaturas máximas obtenidas fueron de 73°C con 4 volteos y 90 días de fase bioxidativa y 90 días más de maduración. El control térmico del proceso permite afirmar que el compost cumple con los requisitos de higienización exigidos en el Reglamento (UE) 2019/1009 sobre la puesta a disposición en el mercado de productos fertilizantes. Asimismo, el compost obtenido no presenta fitotoxicidad, tiene un contenido fertilizante y riqueza en ácidos húmicos medio y se cataloga como Clase A según los límites para metales pesados establecidos en el RD 506/2013.

Palabras clave: compost, sarmiento, viña.

1. Introducción

La dieta agotada procedente de la cría de larvas de mosca de la fruta constituye un subproducto orgánico de excelentes características nutricionales que habitualmente es aprovechado para alimentación del ganado. El co-compostaje *in situ* permitiría autogestionar este subproducto obteniendo un fertilizante orgánico tipo compost. La aplicación de esta enmienda en los terrenos de cultivo vitivinícolas de la zona además de mejorar la fertilidad orgánica del suelo contribuiría a la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono en el suelo. En el presente trabajo se evaluó el uso potencial y la viabilidad de esta dieta mediante el desarrollo de un proceso de co-compostaje con residuos orgánicos de la zona para la obtención de un compost de calidad y valor fertilizante.

2. Material y Métodos

El presente estudio se llevó a cabo en Caudete de las Fuentes (Valencia), en las instalaciones pertenecientes a la Conselleria de Agricultura de la Generalitat Valenciana. El análisis de las materias primas se muestra en la Tabla 1. La dieta agotada (DA) utilizada es una mezcla basada en pulpa de remolacha y levadura de



cerveza que se caracteriza por su alta degradabilidad, acidez y contenido en azúcares, baja salinidad, elevada materia orgánica y por un contenido alto en nitrógeno y polifenoles hidrosolubles. El sarmiento (SA) se sometió a un pretratamiento de trituración y destaca por su baja densidad aparente y su alta C/N, bajo contenido en nitrógeno, sodio, potasio y fosforo y elevado en polifenoles. El estiércol de oveja procede de una granja semiextensiva del municipio de Aliaguilla y destaca por su elevado pH, conductividad eléctrica y alto contenido en nutrientes. La mezcla de la pila (GVA120) se presenta en la Tabla 1. El proceso de compostaje se realizó en sistema de pila geminada en recinto abierto no permanente de 9 m² formado por bloques de hormigón y PEAD para el control de lixiviados. La pila se formó colocando los materiales de manera alterna y cubriéndola con una malla de sombreo al finalizar el montaje.La pila se volteó con pala mecánica y se realizaron riegos puntuales para controlar la humectación. Se recogieron muestras de la mezcla (M1) inicial, al final del proceso bioxidativo (M2) y tras la maduración (M3). Se analizaron parámetros físicoquímicos, químicos y biológicos asociados al desarrollo del proceso de compostaje, siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. (2012). El control térmico permitió obtener 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).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los ingredientes utilizados y composición de las

mezclas ensayadas (kg y % s.m.f.).

Propiedades	DA	SA	ES
Ingredientes de la pila	2.448 (81,3%)	222 (7,4%)	340,2 (11,3%)
Humedad (%)	42,8	4,2	63,6
Densidad aparente (kg/L)	0,831	0,148	0,315
pH (ud pH)	4,3	5,8	8,5
Conductividad Eléctrica (dS/m)	4,1	1,6	9,4
Materia orgánica total, MOT (%)	95,2	96,2	71,4
Nitrógeno total, NT (%)	3,1	0,7	2,6
Carbono orgánico total, COT (%)	44,3	46,2	37,1
Relación COT/NT	14,3	63,8	14,2
Fósforo total (g/mg)	3,73	0,89	5,91
Potasio total (g/kg)	8,1	6,1	40,6
Sodio total (g/kg)	3,9	2,16	13,4
Polifenoles hidrosolubles (mg/kg)	5.547	5.386	3.732

DA: dieta agotada, SA: sarmiento triturado, ES: estiércol de oveja

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación del proceso

En la Figura 1 se puede observar la evolución térmica de la mezcla. La pila en estudio comienza con temperaturas elevadas que van disminuyendo rápidamente y no se recuperan tras los volteos. A nivel térmico (Tabla 2), el proceso supera los 70°C de temperatura máxima y cumple los criterios de higienización exigidos en el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Una carencia de humedad en la pila limitó el desarrollo del proceso (humedad M2=23%) por lo que la fase bio-oxidativa tuvo una duración tan solo de 90 días dejándose en maduración durante 90 días más.

La Tabla 3 muestra la evolución en los parámetros físico-químicos durante el compostaje. Se observa una pérdida de materia orgánica total y carbono orgánico total, la relación C/N disminuye ligeramente mientras que el resto de los parámetros se mantiene con pocas variaciones incluidos la CE, pH y resto de nutrientes.



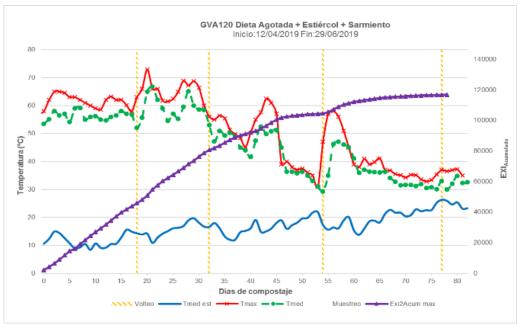


Figura1a. Perfil térmico del proceso GVA120

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Parámetro	GVA120
Días fase bio-oxidativa	90
Nº Días F.Bio-oxidativa/ >55°C	32
Nº Días F.Bio-oxidativa/ >60°C	21
Nº Días F.Bio-oxidativa/ >65ºC	9
Nº Días F.Bio-oxidativa/ >70°C	1
Temperatura máxima pila	73
Temperatura promedio pila	51,4
Nº Días >40°C/ Días fase bio-oxidativa	0,62
Índice EXI ² (°C ²)	117.360
Ratio EXI ² /días f. bio-oxidativa	1.304

Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos en el compostaje.

	Días de proceso	рН	CE (dS/m)	MO (%)	COT/TN	CÓT (%)	NT (%)	P (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)
CVA	0	7,0	6,9	74,6	13,7	38,2	2,79	6,2	24,4	8,6
GVA	90	7,3	6,4	67,8	13,2	35,7	2,71	5,5	22,9	8,1
120	166	7,2	6,4	66,5	12,9	35,5	2,75	5,1	24,4	7,8

3.2. Evaluación del producto

El pH del compost es neutro y se sitúa dentro del rango adecuado para uso agrícola. La CE es elevada y su densidad aparente también (Tabla 4). Respecto a su riqueza fertilizante destaca su alto contenido en N y en K_2O , siendo bajo su contenido en P_2O_5 . Los materiales iniciales contenían polifenoles hidrosolubles en cantidades elevadas, que tras la corta fase bioxidativa aún persisten en cantidades elevadas en el compost final. El incremento de la CCC durante el proceso (M2=40 meq/100 g, M3= 60 meq/100 g) indica una cierta evolución hacia la estabilización de la materia orgánica (Bernal y col., 2009). El compost presenta una relación de humificación e índice de humificación con valores superiores al límite establecido por Roletto y col. (1985), mientras que los valores obtenidos en el porcentaje de ácidos húmicos (PAH) y la relación de polimerización (PI) no cumplen los requisitos establecidos por este mismo



autor indicando limitaciones en los procesos de humificación. También, los resultados del test de autocalentamiento indican que el compost final permanecía activo clasificándolo de nivel III (Brinton y col.,1995). Aunque el índice de germinación, con un valor del 58%, nos indica que el compost no es fitotóxico, su elevada salinidad y elevado contenido en polifenoles hidrosolubles, además de su posibilidad de calentamiento, desaconsejan su uso como sustrato en semillero.

Tabla 4. Características del compost final.

Parámetro	GVA120
Densidad aparente (g/cm ³)	0,842
NT (%)	2,75
P ₂ O ₅ (%)	1,17
K ₂ O (%)	2,9
Polifenoles hidrosolubles (mg/Kg)	3.572
CCC (meq/100g MOT)	60,0
CCC/COT (meq/g Cot)	1,12
Índice de germinación, IG (%)	58
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	4,1
Carbono de ácidos húmicos (%)	3,6
Relación de humificación (RH)	21,7
Índice de humificación (IH)	10,1
Porcentaje de ácidos húmicos (PAH)	46,7
Relación de polimerización (PI)	1,7

CCC: capacidad intercambio catiónico

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten concluir que el co-compostaje de dieta agotada de cría de larvas de mosca de la fruta, sarmiento y estiércolestienen un comportamiento térmico adecuado atendiendo a los criterios de higienización. El compost final posee una riqueza fertilizante alta en nitrógeno y potasio. Constatar que la duración y condiciones de humedad del proceso bioxidativo no han permitido conseguir un compost estable y maduro como indican los parámetros de humificación y el test de autocalentamiento.

5. Bibliografía

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

Brinton W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton R.B., 1995. A standardized Dewar Test for evaluation of compost self-heating. Biocycle 36 (11), 1-16.

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 Bioenergy 43, 26-35.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Roletto E., Barberis R., Consiglio M., Jodice R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle 26, 46–47.

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 desarrolló dentro del Proyecto Agrocompostaje para el sector valenciano y gracias al 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.

Los autores desean agradecer la disponibilidad, implicación y tiempo dedicado al personal técnico de la empresa TRAGSA relacionados con el Proyecto TIE de la Generalitat Valenciana.



VALORIZACIÓN DE COMPOST EN CULTIVOS HORTÍCOLAS

Mancho C, Marcos S, Diez-Pascual S, Gil-Diaz M, García-Gonzalo P, $\underline{\text{Lobo}}$ $\underline{\text{M.C.}}^*$

IMIDRA. Finca "El Encín" A-2, Km 38,2, 28800 Alcalá de Henares (Madrid) *carmen.lobo@madrid.org

Resumen: El aumento de la población mundial supone la necesidad de una producción adecuada de alimentos de calidad, que podrá satisfacerse mediante la intensificación del sector agrícola. Los datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2015) consideran un aumento anual de 1.8% en la producción de cultivos para 2050. Para ello es importante recuperar la fertilidad de los suelos de cultivo, siendo la materia orgánica un elemento clave en este proceso. La estrategia de economía circular promueve el uso de residuos orgánicos tratados en suelos agrícolas para compensar las pérdidas de materia orgánica y reducir las necesidades de fertilización mineral. Se ha evaluado el efecto de un compost de lodo de depuradora con restos de poda (20 y 40 t/ha) sobre la producción de dos cosechas sucesivas de lechuga y rábano, así como sobre la funcionalidad del suelo, analizando el efecto sobre la dinámica del carbono y la actividad biológica. El ensayo se ha realizado en invernadero utilizando un suelo calizo en contenedores de 70 L. La aplicación del compost indujo un significativo incremento en el contenido en carbono orgánico del suelo independientemente de la dosis aplicada que se relaciona con el incremento en la producción. Asimismo, se observó un incremento en el porcentaje de ácidos húmicos. Los resultados de respiración y actividades enzimáticas mostraron diferencias significativas en función de la variedad vegetal cultivada, lo que supone un determinante efecto de la rizosfera en la actividad biológica del suelo a través de la degradación de la materia orgánica exógena.

Palabras clave: Lechuga, rábano, biosólidos, actividad enzimática, ácidos húmicos.

1. Introducción

Los suelos agrícolas están sometidos a diferentes presiones, como la creciente demanda de producción por el incremento de la población mundial y los efectos del cambio climático sobre la erosión que ya afecta al 25% de los suelos agrícolas a nivel mundial (FAO, 2015). En ese sentido la necesidad de disponer de suelos sanos para el cultivo hace preciso utilizar estrategias para la recuperación de la fertilidad de los suelos agrícolas que supongan al mismo tiempo el aseguramiento de la calidad alimentaria. Las enmiendas orgánicas contribuyen a aumentar el carbono orgánico del suelo (COS) favoreciendo su resiliencia ante el efecto antrópico y climático al que es sometido. El compost obtenido a partir de residuos urbanos ha demostrado su eficacia en la mejora de la fertilidad de los suelos agrícolas lo que repercute positivamente en la producción de los cultivos. Al mismo tiempo, supone una importante fuente de materia orgánica (MO) que contribuye al incremento de la capacidad de retención de agua y la mejora de la estabilidad estructural favoreciendo la actividad biológica del suelo (lovieno et al., 2009; Chang et al., 2007) y contribuyendo al secuestro de carbono (Lal., 2018). Por otra parte, la reutilización de este tipo de materiales como recursos para el suelo es uno de los objetivos de la Estrategia Europea de Economía Circular (EU, 2018). La adición de compost a suelos de cultivopuede estimular la actividad de las poblaciones microbianas, aumentando la descomposición de la materia orgánica a lo que contribuye el sistema rizosférico, como resultado del aumento de la producción de enzimas extracelulares (Yin et al., 2014, Jackson et al. 2019). En ese sentido, el objetivo del estudio fue evaluar el efecto de un compost sobre la resiliencia de un suelo agrícola a través del análisis del carbono orgánico y la actividad biológica tras dos cosechas sucesivas de lechuga y rábano.



2. Material y Métodos

2.1. Diseño experimental

El ensayo se realizó en invernadero, utilizando un suelo franco-limoso en macetas de 70 L. Como enmienda se aplicó un compost (CP) obtenido a partir de lodos (50%) con restos de poda (50%) a dos dosis, 20 y 40 t/ha comparando su eficacia con la aplicación de fertilización mineral (NPK) a la dosis de 0,6 t/ha (90 kg N/ha), utilizándose un suelo sin tratamiento como control. Las características del suelo y del lodo compostado (CP) utilizado se exponen en la Tabla 1. Se evaluó la respuesta de dos cosechas sucesivas de *Lactuca sativa* (50 días) o *Raphanus sativus* (40 días) a la aplicación del compost así como su efecto en las propiedades del suelo.

2.2. Metodología analítica

El rendimiento del cultivo se evaluó a partir del peso seco (65°C) de la parte aérea de la planta para la lechuga y la raíz en el rábano.

Las características físico-químicas del suelo y del compost fueron determinadas de acuerdo con MAPA (1994). El porcentaje de carbono del extracto húmico total (EHT) y ácidos húmicos (AH) se determinó de acuerdo con Dabin (1971). 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 (AntonPaar). La actividad biológica se determinó a partir de medidas de la respiración inducida por sustrato según Fernández et al., (2004). Se determinaron las siguientes actividades enzimáticas: arilsulfatasa, β -galactosidasa, β -glucosidasa, fosfatasa ácida y alcalina y ureasa según la metodología ISO-20130 (2018).

Tabla 1.- Características del suelo y compost utilizados en el ensayo.

		Nutrientes asimilables							Metales pesados						
	рΗ	CE	MO	Ν	Ρ	Ca	Mg	Na	K	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn
		dS m ⁻¹	%	%	mg kg ⁻¹					mg kg ⁻¹					
Suelo	8,51	0,13	1,7	0,119	26	3016	344	12	385	15	21	<ld< td=""><td>16</td><td>37</td><td>52</td></ld<>	16	37	52
CP	6,79	11,8	30,8	2,85	915	13267	1494	765	1714	34	68	4	215	42	787

CE: conductividad eléctrica. MO: materia orgánica.

2.3. Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron analizados con el programa IBM SPSS 23 mediante un test ANOVA. Las diferencias entre tratamientos se comprobaron con un test de Duncan.

3. Resultados y Discusión

El efecto del compost no supone un incremento significativo en la producción en la primera cosecha, sin embargo, en la segunda, la producción de ambos cultivos es significativamente mayor en los tratamientos CP y mineral. En el caso del cultivo de lechuga los tratamientos CP presentan incrementos significativos respecto al mineral. Este efecto no se observa en la producción del rábano (Fig. 1). La aplicación del compost mostró un significativo incremento en el contenido de COS evaluado tras la segunda cosecha (Fig. 2). En los suelos de ambos cultivos el C asociado al EHT y a los AH aumenta con respecto al control. En el suelo cultivado con lechuga se observó un efecto dependiente de la dosis de CP. Este efecto no se observa en los suelos cultivados con rábano.Diferentes estudios han mostrado como la aplicación de una fuente de materia orgánica externa altera la composición de la MO (Iovieno y col., 2009, Li y col., 2019, Jackson y col., 2019) a partir del efecto sobre los microorganismos de la rizosfera. En nuestro estudio el diferente sistema rizosférico de los cultivos estudiados parece mostrar un diferente comportamiento en relación a la



descomposición de la materia orgánica exógena lo que concuerda con los resultados de Cheng y col., (2014) que observaron como la presencia de raíces vivas puede suprimir o estimular la descomposición de la MO del suelo.

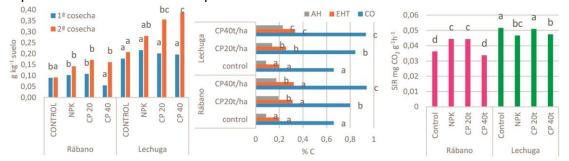


Figura 1. Producción del cultivo Figura 2. Carbono orgánico Figura 3.- Respiración Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Este hecho está de acuerdo con los valores de respiración (Fig. 3) donde se observan valores significativamente superiores en los suelos donde se cultivó lechuga en comparación a los de rábano. En los suelos bajo este cultivo los mayores valores se observan en el tratamiento NPK y CP 20t/ha, mientras que en el caso de los suelos bajo lechuga los mayores valores se encuentran en el control y el tratamiento CP20 t/ha. En general se observa una gran variabilidad en los valores de este parámetro en las condiciones del ensayo.

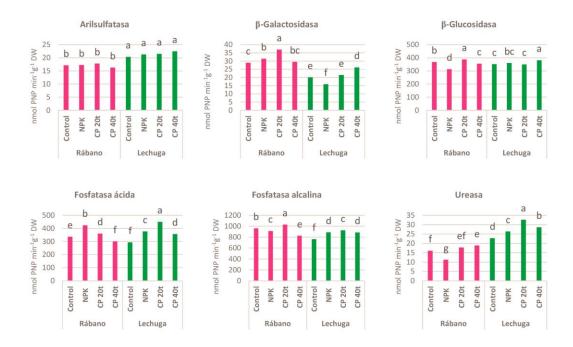


Figura 4.- Actividades enzimáticas en los suelos del ensayo. Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Las actividades enzimáticas evaluadas (Fig. 4) muestran un diferente comportamiento en función del cultivo ensayado. En general, la arilsulfatasa presenta la misma tendencia que la respiración, los valores son superiores en el cultivo de lechuga que en el del rábano y no se observan diferencias entre tratamientos. El efecto contrario se observa en los valores de la β -galactosidasa, siendo superiores en los suelos cultivados con rábano. Los valores de la β -glucosidasa no muestran diferencias ni en función del cultivo ni del tratamiento. La ureasa presenta valores superiores en el suelo de lechuga y en ambos casos se observa una estimulación de



la enzima con la aplicación de CP respecto al tratamiento mineral. El efecto positivo de la aplicación de compost sobre las actividades enzimáticas se atribuye al efecto de la estimulación de la actividad biológica por el carbono aportado, así como por el consecuente desarrollo de las poblaciones microbianas (lovieno y col., 2009, Montiel-Rozas y col., 2016). Al mismo tiempo la biodiversidad de estas poblaciones puede verse afectada por la aplicación del compost (González y col., 2019) lo que justificaría cambios debidos a la diferente rizosfera de los cultivos evaluados.

4. Conclusiones

La aplicación de compost a partir de lodos con restos de poda es una estrategia viable para la producción de dos cosechas sucesivas de lechuga y rábano consiguiendo producciones iguales o superiores a las obtenidas con fertilización mineral. El contenido en carbono orgánico del suelo se incrementa significativamente en función de la dosis aplicada observándose un aumento en sustancias de tipo húmico. El aporte de la enmienda estimula la actividad biológica del suelo promoviendo cambios en la degradación de la materia orgánica del suelo atribuibles a la presencia de poblaciones específicas de cada rizosfera. Posteriores estudios se centrarán en la determinación de las comunidades bacterianas de la rizosfera de cada cultivo.

5. Bibliografía

- Dabin B.,1971. Étude d'une méthode d'extraction de la matière humique du sol. *Science du Sol* 1, 47–63.
- Chang E-H., Chung R-S., Tsai Y-H., 2007. Effect of different application rates of organic fertilizer on soil enzyme activity and microbial population, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53:2,132-140.
- Cheng W., Parton W.J., Gonzalez-Meler M.A., Phillips R., Asao S., McNickle G.G., Brzostek E., Jastrow J.D., 2014. Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. New Phytologist., 201: 31–44.
- EU., 2019. Report from the commission to the European Parliament, the council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions on the implementation of the Circular Economy Action Plan. Disponible en:
 - https://ec.europa.eu/commission/sites/beta-political/files/report_implementation_circular _economy_action_plan.pdf
- FAO., 2015. Los suelos sanos son la base para la producción de alimentos saludables. Disponible en: http://www.fao.org/3/a-i4405s.pdf.
- Fernández C., Alonso C., Babín 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* 323:63–69.
- González Á., García-Gonzalo P., Gil-Díaz M.M., Alonso J., Lobo, M.C., 2019. Compost-assisted phytoremediation of As-polluted soil. *J Soil Sediment*.doi:10.1007/s11368-019-02284-9.
- Iovieno P., Morra L., Leone A., Pagano L., Alfani A., 2009. Effect of organic and mineral fertilizers on soil respiration and enzyme activities of two Mediterranean horticultural soils. *Biol Fertil Soils*, 45:555–561.
- ISO-20130., 2018. Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using colorimetric substrates in micro-well plates. *Soil quality*. Geneva, Switzerland.
- Jackson O., Quilliam R.S., Stott A., Grant H., Subke J-A., 2019. Rhizosphere carbon supply accelerates soil organic matter decomposition in the presence of fresh organic substrates. *Plant Soil*, 440:473–490.
- Lal R., 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Glob Change Biol.*, 24:3285–3301.



- Li S., Li M., Wang G., Sun X., Xi B., Hu Z., 2019. Compositional and chemical characteristics of dissolved organic matter in various types of cropped and natural Chinese soils. *Chem. Biol. Technol. Agric.*,6:20.
- MAPA., 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III: Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para el riego. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Montiel-Rozas M., Panettieri M., Madejón P., Madejón E., 2016. Carbon sequestration in restored soils by applying organic amendments. *Land Degrad. Develop.* 27: 620–629.
- Yin H., Wheeler E., Phillips R.P., 2014. Root-induced changes in nutrient cycling in forests depend on exudation rates. *Soil Biology and Biochemistry*. 78: 213–221.

6. Agradecimientos

Proyecto: PDR18-FERTILODO (FEADER, MAPA, Comunidad de Madrid).



BÚSQUEDA DE ACTINOBACTERIAS AISLADAS DE TÉ DE COMPOST CON ACTIVIDAD ANTAGONISTA FRENTE A Phytophthora infestans

M. Belén Suárez^{1,2}, Alba Vicente-Vicente^{1,2}, Rodrigo Pérez-Sánchez², María Ángeles Gómez-Sánchez², Sergio Moreno¹ y M. Remedios Morales-Corts²

¹ Instituto de Biología Funcional y Genómica (IBFG). Departamento de Microbiología y Genética. CSIC/Universidad de Salamanca. C/ Zacarías González, 2. 37007-Salamanca. E-mail: belensu@usal.es

Resumen: Actualmente, las medidas de protección del cultivo de patata frente al oomiceto patógeno Phytophthora infestans se limitan a la aplicación de pesticidas químicos, lo que hace necesario el establecimiento de nuevas formas de control más seguras y respetuosas con el medio ambiente. Una estrategia en auge es el uso de microorganismos antagonistas. El té de compost es un producto rico en microorganismos beneficiosos que incluyen actinobacterias con potencial para producir metabolitos bioactivos de interés agrícola. En este trabajo hemos aislado a partir de té de compostun total de 14 actinobacterias con diferentes características morfológicas macroscópicas, y evaluado su actividad antagonista en ensayos in vitro. Únicamente el aislamiento CT-3 resultó ser capaz de limitar el crecimiento de P. infestans. También fueron inhibidas por esta actinobacteria otras especies del género Phytophthora como P. cactorum, P. ramorum, P. citrophthora, P. erythroseptica y P. cryptogea. Por el contrario, ensayos preliminares indican que no presenta actividad bactericida, ni fungicida frente a hongos patógenos (Rhizoctonia solani, Fusarium solani y Colletotrichum coccodes) o beneficiosos (Trichoderma harzianum), sugiriendo que este aislamiento podría ser un excelente candidato para reducir de forma específica la población de P. infestans en el cultivo de patata sin afectar a otros microorganismos. El análisis molecular mediante secuenciación completa del gen 16S indica que se trata de una cepa perteneciente al género Streptomyces. Se pretende ahora identificar metabolitos y/o actividades enzimáticas relacionadas con su actividad antagonista hacia P. infestans, como primer paso para entender los mecanismos utilizados por esta actinobacteria y establecer estrategias que posibiliten su uso efectivo en campo.

Palabras clave: Solanum tuberosum; biocontrol; mildiu; Phytophthora; Streptomyces,

1. Introducción

La patata (*Solanum tuberosum* L.) es el cultivo no cerealista más importante del mundo con más de 300 millones de toneladas producidas al año, lo quesupone una gran fuente de ingresos a nivel internacional, europeo y nacional. La eficacia de este cultivo depende en gran medida de la sensibilidad a diversas patologías entre las que puede destacarse por su severidad el "mildiu" causado por el oomiceto *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary. El control de este patógeno se basa mayoritariamente en el tratamiento con pesticidas químicos,sin embargo, en la actualidad una serie de factores está llevando a la búsqueda creciente de alternativas. Por un lado, cada vez son más frecuentes los casos de resistencia adquirida a los compuestos disponibles en el mercado (Matson y col., 2015); y por otro, el aumento en la preocupación sobre la polución química, la degradación del medio ambiente y los restos de pesticidas en los alimentos. Esto se ha traducido en una drástica reducción en la lista de pesticidas químicos permitidos y una mayor demanda por parte del consumidor de nuevas formas de control más seguras y más respetuosas con el medio ambiente (Thakore, 2006).

El té de compost es un producto obtenido por fermentación de compost en agua que se presenta como una alternativa prometedora y sostenible en el control de enfermedades vegetales, incluyendo las causadas por especies del género *Phytophthora* (revisado por St Martin, 2014). Se sabe que el potencial del compost y

² Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007–Salamanca.



sus derivados para suprimir enfermedades vegetales está fundamentalmente relacionado con sus propiedades microbiológicas (Antoniou y col., 2017), y también que el enriquecimiento de estos productos con microorganismos autóctonos o alóctonos utilizados como agentes de control biológico, ya sean de naturaleza fúngica como *Trichoderma* spp. o bacteriana como *Streptomyces* spp. y *Bacillus* spp.,puede llegar a mejorar, dirigir o ampliar su rango de eficacia (Siddiqui y col., 2008; Bahramisharif y Rose, 2019). Esta última estrategia ha demostrado ser efectiva tanto en enfermedades de origen fúngico como bacteriano, no obstante, los mecanismos precisos por los que la actividad de biocontrol llega a producirse son complejos y se hace necesaria la realización de estudios concretos para cada producto (compost o derivados) y en cada patosistema con el fin de evitar efectos contraproducentes (Bahramisharif y Rose, 2019).

En el presente trabajo nos planteamos analizar la presencia de actinobacterias bioactivas frente a *P. infestans* en un té de compost de producción propiacon el objetivo de elaborar futuras versiones del té mejoradas por bioaumentación con los microorganismos seleccionadosa fin de orientar y/o mejorar su eficacia en el control de este patógeno.

2. Material y Métodos

El aislamiento de actinobacterias a partir de té de compost de elaboración propia (Morales-Corts y col., 2018) se realizó en placas con medio selectivo ISP2, inoculadas por siembra en superficie con 100 ul de té adecuadamente diluido en una solución de NaCl al 0.9% (W/V), e incubadas a 28°C durante 2-3 semanas. De las colonias seleccionadas por su diferente morfología se obtuvieron aislamientos en cultivo puro en medio LB. El ensayo de bioactividad sobre el crecimiento de hongos fitopatógenos se evaluó mediante cultivo dual in vitro en placas de Petri de 8,5 cm con medio sólido patata dextrosa agar (PDA). Las placas se inocularon con un disco de micelio fúngico depositado en el centro, tomado de la zona de crecimiento activo de cultivos anteriores en medio PDA, y con 2 discos opuestos, situados a 2,5 cm del disco central, procedentes de cultivos anteriores de la actinobacteria correspondiente en medio R5. Como control se utilizaron placas inoculadas únicamente con el hongo fitopatógeno. Las placas se sellaron con parafilm y se incubaron en oscuridad a 24°C. Los ensayos se realizaron por triplicado. El porcentaje de inhibición del crecimiento fúngico se calculó al final del experimento (10 días) de acuerdo a la siguiente fórmula: PI = (RC-RA/RC) x 100, siendo: PI el porcentaje de inhibición; RC, el radio de crecimiento (cm) del hongo en la placa control; y RA el radio de crecimiento del hongo (cm) en dirección a la colonia bacteriana.

Para la identificación molecular de la actinobacteria CT-3, se extrajo ADN genómico a partir de micelio recogido tras 18 h de crecimiento en medio líquido LB, utilizando el kit de extracción DNeasy PowerLyzer Microbial Kit (Quiagen), según el protocolo del fabricante. La amplificación por PCR del gen ARNr 16S (~1.5 kb) se realizó con los primers 27F y 1522R (White y col., 1990) utilizando una DNA polimerasa de alta fidelidad (KAPA HiFi) y los siguientes parámetros de amplificación: desnaturalización inicial de 5 min a 94°C, 35 ciclos de 30 s a 95°C, 1 min a 51°C y 2 min a 72°C, con una extensión final de 7 min a 72°C. Los productos de la PCR se visualizaron mediante electroforesis en gel de agarosa al 1% teñido con Midori Green y se purificaron con el kit comercial Nucleospin Extract II (Macherey-Nagel). La secuenciación se realizó con los primers SR2, SR4 y 1522R (White y col., 1990) en el servicio de secuenciación de la Universidad de Salamanca. Las secuencias parciales obtenidas con cada primer se ensamblaron y editaron con el programa SegMAn Pro (Lasergene, DNASTAR). La identificación de la cepa CT-3 se realizó por similitud de la secuencia completa obtenida del gen ARNr 16S con las contenidas en la base de datos EzBioCloud utilizando la herramienta EzTaxon (htpp://www.ezbiocloud.net/idetify).



3. Resultados y Discusión

A partir de aproximadamente 600 colonias de microorganismos aislados de té de compost en medio selectivo ISP2, localizamos un total de 14 tipos diferentes de colonias de actinobacterias en base a sus características morfológicas macroscópicas (Figura 1). En cada caso, se obtuvieron cultivos puros y se confirmó su morfología filamentosa al microscopio. La actividad inhibitoria frente a P. infestans de las distintas actinobacterias aisladas (CT-1 a CT-14) se evaluó mediante pruebas de enfrentamiento in vitro. Los resultados mostraron que solamente la actinobacteria CT-3 era capaz de reducir el crecimiento de este oomiceto, con un porcentaje de inhibición del crecimiento radial del 43% respecto al control(Figura 1). El posterior análisis molecular de esta actinobacteria, basado en la secuencia completa del gen 16S ARNr, reveló su pertenencia al género Streptomyces así como una similitud superior al 98% con varias especies de este género (datos no mostrados). El género Streptomyces cuenta con más de 800 especies descritas y constituye el grupo más importante de microorganismos productores de metabolitos secundarios, muchos de los cuales poseen actividad antimicrobiana frente a patógenos animales y vegetales (Barka, 2016). Teniendo en cuenta que la producción de metabolitos secundarios es el mecanismo preferentemente usado por estas bacterias en su acción antagonista (Trillas-Gay, 2014), es probable que este sea el mecanismo responsable de la actividad de CT-3 frente a P. infestans; sin embargo, no puede descartarse que otros componentes como enzimas líticas con actividad celulasa, xilanasa, etc. o compuestos volátiles -que también producen en gran cantidad- tengan un papel relevante en esta interacción.

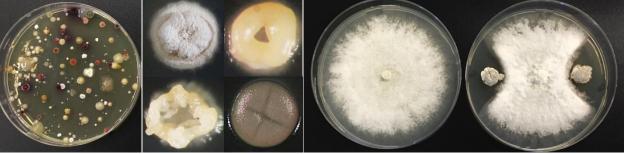


Figura 1. Izquierda:microorganismos aislados de té de compost en medio de cultivo ISP2; Centro: detalle de algunas colonias de actinobacterias con diferente morfología (66 aumentos). Derecha: ensayo de bioactividad de la actinobacteria CT-3 frente al oomiceto fitopatógeno *P. infestans* en comparación con el control (*P. infestans* solo).

Con el fin de examinar el efecto de la cepa CT-3 sobre otros organismos fitopatógenos, seleccionamos distintas especies del género *Phytophthora* y hongos causantes de enfermedades en el cultivo de patata. Como se muestra en la Figura 2, se observó una reducción en el crecimiento de especies de *Phytophthora* comparable a la de *P. infestans*, con índices de inhibición del crecimiento radial que variaron entre el 36% en *P. ramorum* y el 44% en *P. cactorum*.Por el contrario, CT-3 no resultó efectiva para limitar el crecimiento de los hongos *Fusarium solani* o *Rhizoctonia solani*, ni tampoco de *Colletorichum coccodes*, que sufrió un retraso inicial en el crecimientopero acabó rodeando completamente la colonia de la actinobacteria CT-3 (resultados no mostrados).Por otra parte, tampoco se encontró actividad antifúngica de CT-3 sobre el agente de control biológico *T. harzianum*, ni actividad bactericida frente a *Escherichia coli* (Gram -) y *Micrococcus luteus* (Gram +), lo que sugiere la posibilidad de utilizar este antagonista de forma selectiva frente a *P. infestans* sin menoscabar la acción de poblaciones microbianas beneficiosas para el cultivo de patata (Gallou y col., 2011).



Podría decirse que la cepa de *Streptomyces* aislada en este trabajo presenta un efecto antagonista moderado frente a *P. infestans* en ensayos *in vitro* (Bernal y col., 2008). No obstante, creemos que puede resultar interesante continuar con la caracterización de esta cepa y determinar la identidad de los metabolitos y/o actividades enzimáticas que libera así como investigar losmecanismos que regulan su producción. Esto permitiráestablecer estrategias que potencien su actividad de biocontrol y favorezcan su uso efectivo en estudios *in vivo*.

4. Conclusiones

Se ha aislado a partir de té de compost una cepa bacteriana del género *Streptomyces* con potencial para inhibir el crecimiento de especies fitopatógenas de *Phytophthora*. Consideramos de interésestudiar los mecanismos utilizados por esta cepa en mayor profundidad.

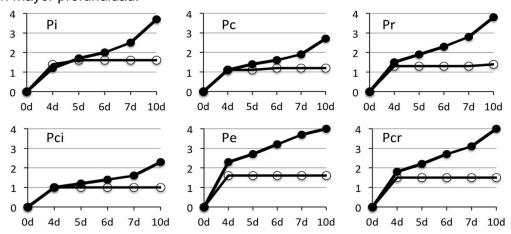


Figura 2. Evolución del crecimiento radial (en cm) de especies del género *Phytophthora* (Pi: *P. infestans*; Pc: *P. cactorum*; Pr: *P. ramorum*; Pci: *P. citrophthora*; Pe: *P. erythroseptica*; Pcr: *P. cryptogea*) en ensayos de enfrentamiento *in vitro* con la actinobacteria CT-3aislada de té de compost (líneas con círculos vacíos) en comparación con el control sin antagonista (líneas con círculos rellenos).

5. Bibliografía

Antoniou A, Tsolakidou M.D, Stringlis I.A. y Pantelides I.S. 2017. Rhizosphere microbiome recruited from a suppressive compost improves plant fitness and increases protection against vascular wilt pathogens of tomato. *Front Plant Sci.* 8:2022.Bahramisharif, A y Rose, L.E. 2019.Efficacy of Biological Agents and Compost on Growth and Resistance of Tomatoes to Late Blight. *Planta* 249(3):799-813.

Barka E.A, Vatsa P., Sanchez L., Gaveau-Vaillant N., Jacquard C., Meier-Kolthoff J.P., Klenk H.P., Clement C., Ouhdouch Y. y van Wezel G.P.2016. Taxonomy, Physiology, and Natural Products of Actinobacteria. *Microbiol Mol Biol Rev* 80: 1-43.

Bernal-Vicente, A., Ros, M., Tittarelli, F., Intrigliolo, F., y Pascual, J. A. 2008. Citrus compost and its water extract for cultivation of melon plants in green house nurseries. Evaluation of nutriactive and biocontrol effects. *Biores. Technol.* 99: 8722-8728.

Gallou, A., Lucero-Mosquera, H.P., Cranenbrouck, S., Suárez J.P. y Declerck, S. 2011. Mycorrhiza induced resistance in potato plantlets challenged by *Phytophthora infestans. Physiol. Mol. Plant Pathol.* 76(1): 20-26.

Matson, M.E.H., Small, I. M., Fry, W.E. y Judelson, H.S. Metalaxyl resistance in *Phytophthora infestans*: Assessing role of RPA190 gene and diversity within clonal lineages. *Phytopathology* 105(12):1594-600.



- Morales-Corts, M.R., Pérez-Sánchez, R., y Gómez-Sánchez, M.A. 2018. Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *Scientia Agricola*, 75: 400-409.
- Pane, C,. Sorrentino, R., Scotti, R., Molisso, M., Di Matteo, A., Celano, G., Zaccardelli, A. 2020. Alpha and beta-diversity of microbial communities associated to plant disease suppressive functions of on-farm green composts. *Agriculture*, 10: 113.
- Siddiqui, Y., Meon, S., Ismail, M.R. y Ali, A. 2008. *Trichoderma*-fortified compost extracts for the control of choanephora wet rot in okra production. *Crop Protection* 27: 385–390.
- St. Martín, C.C.G. 2014. Potential of compost tea for suppressing plant diseases. *CAB Reviews* 9(32): 1-38.
- Thakore, Y. 2006. The biopesticide market for global agriculture use. *Industrial Biotechnology* 2: 194-208.
- Trillas-Gay M.I, M. A, Suárez-Estrella F. y Moreno J. 2014. De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. III Recursos orgánicos: aspectos agronómico y medioambientales. 6: Compost y control biológico de las enfermedades de plantas. Red Española de Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa.
- Vurukonda S., Giovanardi D. y Stefani E.2018. Plant growth promoting and biocontrol activity of *Streptomyces* spp. as endophytes. *International Journal of Molecular Sciences*, 19: 952.
- White, T.J., Bruns, T., Lee, S. y Taylor, J.W. 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. En: PCR Protocols: A guide to methods and applications. Innis MA, Gelfand DH, Sninsky JJ, White TJ (eds.). Academic Press, New York.

6. Agradecimientos

Al Centro Regional de Diagnóstico de Castilla y León (Aldearrubia, Salamanca) por las cepas fúngicas.



SESIÓN III:

INNOVACIONES BIOTECNOLÓGICAS



RECUPERACIÓN DE NITRÓGENO A PARTIR DE DIGESTATO MEDIANTE TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS: EXPERIENCIAS EN PLANTA PILOTO.

Beatriz Molinuevo-Salces¹, Berta Riaño¹, David Hernández¹, Matias B. Vanotti², María Cruz García-González¹.

¹Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL). Ctra. La Coruña, km. 119. Finca Zamadueñas. 47071, Valladolid, España; ²Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Coastal Plains Soil, Water and Plant Research Center, 2611 W. Lucas St., Florence, SC 29501, USA; ita-molsalbe @itacyl.es (B. Molinuevo-Salces)

Resumen: El sector agropecuario es el responsable del 93% de las emisiones de NH3 en Europa, debido en gran medida a la descomposición de los residuos ganaderos. A través del proyecto LIFE Ammonia Trapping, la tecnología de membranas permeables a los gases (MPG) se presenta como una alternativa para la reducción de dichas emisiones en explotaciones ganaderas. El NH₃ contenido en los residuos ganaderos pasa a través de las membranas y se recicla mediante una disolución ácida para formar una sal de amonio, con alto valor como fertilizante inorgánico. El objetivo de este trabajo es la evaluación del funcionamiento de una planta piloto, instalada en una planta de biogás, para la recuperación de nitrógeno a partir de digestato mediante la tecnología MPG. Se monitorizó el funcionamiento de la planta trabajando por lotes durante 40 días. Mediante una aireación de baja intensidad, se incrementó el pH del digestato (7.4) hasta un valor de 8.5en las 48 primeras horas, asegurando así la disociación del ion amonio en NH₃ gas. Se observó una reducción en el nitrógeno total amoniacal (NAT) en el digestato del 56 % en las dos primeras semanas. Hasta el 44% del NAT eliminado se recuperó en forma de sulfato de amonio. El proceso de captura de nitrógeno mediante tecnología de membranas a escala piloto logró concentrar el NAT del digestato 10 veces. La tasa de recuperación de NAT por superficie de membrana y por día fue de 21 g NAT m⁻² día⁻¹.Además de su contribución a la reducción de emisiones de NH3, la tecnología de MPG contribuye al reciclaie de nutrientes concentrando el nitrógeno del digestato en forma de sal fertilizante.

Palabras clave: Amoniaco, Emisiones, Digestión Anaerobia, Residuos Ganaderos, Fertilizante

1. Introducción

Las emisiones de amoniaco representan un riesgo para el medio ambiente y para la salud humana. Por este motivo, la Unión Europea establece, a través de la Directiva 2016/2284/CE, unos compromisos nacionales de reducción de emisiones de amoniaco para cada Estado Miembro a partir del año 2020. En el caso de España, estos compromisos implican una reducción del 3% para cualquier año entre 2020 y 2029 y del 16% para cualquier año a partir de 2030, comparado con las emisiones correspondientes al año 2005 (EC – European Commission 2016). Ya que más del 91% de estas emisiones proceden del sector agrícola-ganadero (EEA, 2018), surge la necesidad de desarrollar nuevas estrategias de mitigación de gases en dicho sector.

La tecnología de membranas permeables a los gases no sólo se basa en la reducción de las emisiones 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), que se sumergen en el agua residual. Por el interior de las membranas circula una disolución ácida que, debido a la diferencia de concentración de NH3 a ambos lados de la membrana, captura y concentra el NH3 del agua residual en forma de sal fertilizante (Dube y col., 2016). La eficiencia de esta tecnología para la recuperación de nitrógeno está ampliamente demostrada a escala laboratorio para purines y digestatos (García-González y col., 2015; García-González y Vanotti, 2015; Dube y col., 2016; Riaño y col., 2019). Uno de los propósitos del proyecto LIFE Ammonia Trapping es el escalado de esta tecnología, implementándola mediante una planta piloto en las instalaciones donde se producen



las emisiones de amoniaco. El objetivo del presente estudio es evaluar el funcionamiento de una planta piloto para la recuperación de nitrógeno a partir de digestato mediante la tecnología de membranas permeables a los gases.

2. Material y Métodos

2.1. Configuración de la planta piloto

Los elementos que forman la planta piloto son: un depósito de 5,85 m³ para el digestato, con 16 paneles de membranas, un depósito de 0,25 m³ para almacenaruna disolución ácida de H₂SO₄ 1N, sondas de temperatura y pH, una bomba de llenado, una bomba soplante (0,75 kW, 1666 L min⁻¹), 7 aireadores situados en la base del depósito grande, una bomba para la agitación del digestato(1,5 kW, 50-400 L min⁻¹), una bomba de recirculación de la disolución ácida (0,56 kW, 50 L min⁻¹), una manta calefactora para controlar la temperatura de la disolución ácida y un sistema PLC de control de parámetros (Fig. 1). La membrana, fabricada en e-PTFE,tiene un diámetro externo de 5,2 mm, un grosor de pared de 0,64 mm y una densidad de 0,95 g cm⁻³. La superficie total de membrana fue de aprox. 8,85 m². Los datos correspondientes a los valores de pH y temperaturas del digestato y de la disolución ácida fueron recogidos mediante el sistema PLC. Este sistema controlaba también la aireacióny la manta calefactora, activando la soplante cuando el pH en el digestato era inferior a 8,5, y la manta cuando la diferencia de temperatura entre el digestato y la disolución ácida era menor de 2°C.

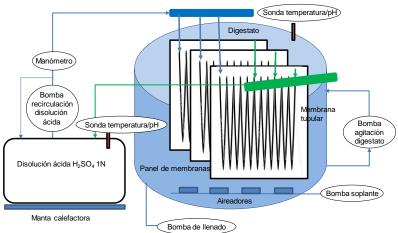


Figura 1. Configuración de la planta piloto.

2.2. Funcionamiento, toma de muestras y métodos analíticos

El digestato se bombeó desde su depósito en la planta de biogás hacia el depósito de la planta piloto, alcanzando un volumen de aprox.5m³. La bomba de agitación funcionó por ciclos de 20 segundos encendida/ 10 segundos apagada. Se utilizó un volumen de aprox. de 0,15 m³ de H₂SO₄ 1N como disolución ácida, que fue continuamente recirculada a través de las membranas. La aireación funcionó por ciclos encendida/apagada de 180 segundos. Se monitorizó el funcionamiento de la planta por lotes durante 40 días. Durante el tiempo de operación, se cambió el digestato dos veces (Lote 1 y Lote 2, con 18 y 22 días de duración, respectivamente) y se mantuvo la misma disolución ácida. Se realizó un seguimiento diario de la planta, tomando muestras de digestato y de disolución ácida, detectando posibles fugas y comprobando el correcto funcionamiento de todos los elementos. El pH fue analizado usando un pH-metro Crison Basic 20 (Crison Instruments S.A., Barcelona, España). La concentración de nitrógeno amoniacal total (NAT) se determinó siguiendo el Método Normalizado APHA (2005).



3. Resultados y Discusión

El pH inicial del digestato fue de 7,4, incrementándose en los dos primeros días, debido a la aireación, hasta un valor en torno a 8,5 y manteniéndose estable durante todo el tiempo de experimentación. Se utilizó la misma disolución ácida para ambos lotes. El pH en esta disolución se mantuvo la mayor parte del tiempo por debajo de 2, asegurando así la captura de nitrógeno amoniacal. Los días 28-33 el pH de la disolución ácida se incrementó debido a su saturación con NH₄ (Fig. 2). La temperatura en la disolución ácida (media de 28 \pm 1,8 °C) se mantuvo en todo momento dos grados por encima de la temperatura del digestato (media de 23,6 \pm 1,8 °C) para minimizar la destilación osmótica y evitar la acumulación de agua en la disolución ácida (Riaño y col., 2019).

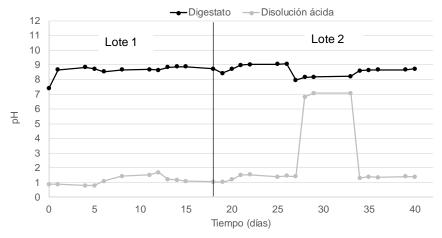


Figura 2. Valores de pH en el digestato y en la disolución ácida.

La concentración inicial de NAT en el digestato fue de 2637 mg L⁻¹ y de 1552 mg L⁻¹ en los lotes 1 y 2, respectivamente. Estas diferencias se deben a diferencias en la composición del digestato producido en la planta de biogás. Se observó una reducción de la concentración de NAT en el digestato del 55,8 %, para el lote 1, y del 25,7 %, para el lote 2 (Tabla 1, Fig. 3).

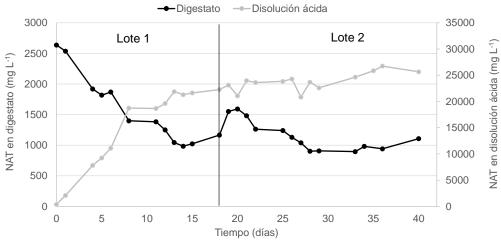


Figura 3. Eliminación de NAT en el digestato y recuperación en la disolución ácida.

Hasta el 44% del NAT eliminado se recuperó en forma de sulfato de amonio, una sal con alto valor como fertilizante inorgánico. La concentración de NAT en la disolución al final del ensayo fue de 25666 mg L⁻¹(Tabla 1). Esto indica que el proceso de captura de nitrógeno mediante tecnología de membranas a escala piloto logró



concentrar el NAT del digestato 10 veces. La concentración de N obtenida en este estudio (2,6%) es ligeramente superior al rango de los abonos inorgánicos de compuestos líquidos (1-2%) recogido en el RD 506/2013 sobre productos fertilizantes, El producto obtenido podría servir como base para la preparación de dichos abonos inorgánicos.

En la figura 3 se puede observar que la recuperación de NAT se ajustó a una línea de tendencia polinómica de segundo grado, lo que indica que la mayor parte del NAT fue recuperado durante los primeros días de operación (días 0-8).En el lote 1 se obtuvo una concentración de NAT en la disolución ácida de 23121 mg L⁻¹. El incremento de pH en la disolución ácida durante los días 28-33 de experimentación (Fig. 2) hizo que disminuyera la velocidad de captura durante ese periodo (Fig. 3). Una vez que el pH fue disminuido la captura se restableció en el lote 2 (Fig. 3). La tasa de recuperación de nitrógeno total amoniacal (NAT) por superficie de membrana y por día fue de 21 y 13 g NAT m⁻² día⁻¹para los lotes 1 y 2, respectivamente (Tabla 1).

Nº Lote	NAT inicialDigesta to mg L ⁻¹	NAT final Digestato mg L ⁻¹	NAT inicial D. Ácida mg L ⁻¹	NAT final D. Ácida mg L ⁻¹	NAT eliminado %	NAT recuperado %	Tasa recuperación g NAT m ⁻² día ⁻¹
1	2637 ±54	1166 ±40	373 ± 0	23121 ±932	55.8	43.2	20.97
2	1552 ±19	1107 ±104	22286 ±249	25666 ±374	25.7	44.3	13.01

Tabla 1. Composición del digestato y de la disolución ácida para los lotes 1 y 2.

4. Conclusiones

El proceso en planta piloto para la recuperación de nitrógeno a partir de digestato mediante la tecnología de membranas permeables a los gases resultó exitoso. Se eliminó un 56% del nitrógeno amoniacal del digestato en dos semanas y hasta el 44% se recuperó en forma de sal fertilizante de amonio. Además de su contribución a la reducción de emisiones de NH₃, la tecnología de MPG contribuye al reciclaje de nutrientes concentrando el nitrógeno del digestato en forma de sal fertilizante.

5. Bibliografía

del Estado, B.O., 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE, 164, pp.51119-51207.

EC-European Commission. 2016. Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the Reduction of National Emissions of Certain Atmospheric Pollutants, Amending Directive 2003/35/EC and Repealing Directive 2001/81/EC. OJL 344, 1–31.

Dube, P.J., Vanotti, M.B., Szogi, A.A. and Garcia-González, M.C. 2016. Enhancing recovery of ammonia from swine manure anaerobic digester effluent using gas-permeable membrane technology. *Waste Manage*. 49, 372-377.

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.

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

Riaño, B., Molinuevo-Salces, B., Vanotti, M.B., García-González, M.C. 2019. Application of gaspermeable membranes for semi-continuous ammonia recovery from swine manure. *Environments* 6(3), 32.



Standard Methods for the Examination of Water, Wastewater APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto AmmoniaTrapping, financiado por la Unión Europea a través del programa LIFE. Referencia del proyecto Life15ENV/ES/000284.



ANÁLISIS RÁPIDO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS USANDO FLUORESCENCIA DE RAYOS X (XRF)

<u>Rafael López Núñez</u>¹, Fátima Ajmal Poley¹, José A. González Pérez¹, Miguel Ángel Bello López², Pilar Burgos Doménech¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla. ²Departmento de Química Analítica, Facultad de Química, Universidad de Sevilla, c/Prof. García González, s/n, 41012 Sevilla; rafael.lopez@csic.es

Resumen: La determinación del contenido elemental en enmiendas orgánicas generalmente implica la digestión de la muestra con agua regia, y la determinación de la concentración en solución usando varias técnicas posibles. La Fluorescencia de Rayos X evita la etapa de digestión pues se aplica a muestras sólidas, y en su versión portátil (PXRF) puede ser usada "in situ" presentando ventajas en relación con las técnicas tradicionales. Sin embargo, PXRF determina el contenido elemental total y, así su uso para el análisis de enmiendas orgánicas es limitado. El objetivo de este trabajo es la calibración de un instrumento PXRF para determinar el contenido elemental soluble en agua regiade muestras sólidas de enmiendas orgánicas como composts, estiércoles, biofertilizantes y lodos. Usando un conjunto de muestras de referencia, se obtuvieron funciones de calibración que permiten esta determinación desde las lecturas de contenido total tomadas con PXRF. Las funciones de calibración de regresión lineal múltiple permitieron la determinación cuantitativa de los contenidos en agua regia de Fe, K, P, S, Zn, Cu, Pb, Sr, Cr y Mn, Hg y Cd así como del contenido de materia orgánica, y una evaluación semicuantitativa de otros metales. Las lecturas de Si, Fe, Al, Ca, K o S intervinieron en los factores de corrección, indicando que las funciones encontradas se basan en la composición química de las muestras. Este estudio permitirá un análisis de campo rápido, económico y fiable de enmiendas orgánicas y de otros materiales a base de biomasa.

Palabras clave: compost, biosólido, fertilizante orgánico, agua regia

1. Introducción

Los instrumentos portátiles de fluorescencia de rayos X (PXRF) son un elemento básico de los laboratorios de investigación con aplicaciones crecientes en medioambiente, geología o ciencia del suelo. Aunque con límites de detección más altos que los métodos habituales de laboratorio, su portabilidad, facilidad de uso y alto rendimiento hacen que esta técnica sea valiosa especialmente para estudios de campo. A pesar de sus posibilidades, su uso para el análisis de enmiendas orgánicas, es limitado (Healy et al., 2016)(Manohara and Belagali, 2017)(McWhirt et al., 2012). Se dispone de los métodos estandarizados EN16424 (CEN, 2014) y EN15309 (CEN, 2007) aunque éstos usan equipos de sobremesa y alcanzan sólo resultados semicuantitativos. Otro inconveniente de la técnica es que determina concentraciones (reales) totales de los elementos, en lugar de la concentración soluble en *agua regia* (pseudototal).

El modelado multivariante puede compensar estos problemas para el uso de PXRF haciendo que estos instrumentos sean capaces de predecir concentraciones elementales incluso a niveles comparables de precisión a los de las técnicas analíticas convencionales. Así, dos investigaciones recientes han demostrado que algunas propiedades de las enmiendas orgánicas pueden predecirse a partir de lecturas elementales de PXRF. (Weindorf et al., 2018) utilizó datos elementales como predictores de la salinidad del compost y, mediante modelos de regresión de componentes principales, calculó la conductividad eléctrica del compost y los valores de pH con una aceptable correlación entre los conjuntos de datos medidos y predichos.



Este trabajo se basa en la hipótesis de que los datos elementales de concentración total obtenidos mediante un analizador PXRF en enmiendas orgánicas pueden servir como predictores de los contenidos extraíbles en *agua regia* de los elementos medidos, de los no medidos por estar bajo el límite de detección y de otras propiedades como el contenido de materia orgánica. Recopila los resultados de dos trabajos anteriores (López-Núñez et al., 2019) uno de ellos en vías de publicación (López-Núñez et al., 2020). Los resultados de ambos estudios permitirían la calibración de un instrumento PXRF para determinar, con diferente grado de precisión, el contenido extraíble en *agua regia* de los elementos Al, As, Ba,Ca, Cd, Cr,Cu, Fe, Hg, K, Mn, Ni,P, Pb, S, Se, Sr, V y Zn así como del contenido en materia orgánica.

2. Material y Métodos

2.1. Análisis de fluorescencia de rayos X con equipo portátil (PXRF)

En este estudio se utilizó el analizador Niton XL3t 950s GOLDD + XRF (ThermoScientific Inc., Billerica, MA, EE. UU.), con su soporte de laboratorio. El analizador puede medir elementos de número atómico a partir del 12(Mg) hasta U. El analizador puede funcionar en dos modos de calibración, denominados Minería (m) y Suelos (s). El método de Minería es adecuado para medir elementos en concentraciones del orden del %, y también proporciona un parámetro llamado Bal, que es la diferencia al 100% de la suma de todos los elementos medidos. El modo Suelo se recomienda para elementos metálicos del suelo a bajas concentraciones (<1%).

Las muestras secas y finamente molidas se midieron llenando un recipiente para XRF (modelo SC-4331, 26 mm de diámetro interno, 24 mm de altura, Premier LabSupply Inc., Port St. Lucie, FL, EE. UU.) cubierto con una película de propileno de 4 µm (modelo 240255, 63 mm de diámetro, Premier LabSupply Inc., Port St. Lucie, FL, EE. UU.). La muestra se coloca dentro del soporte de laboratorio en la ventana del instrumento y se escanea por triplicado en cada modo, Minería y Suelo. Las lecturas elementales promedio para cada modo se han utilizado en lo que sigue. El tiempo de análisis para cada barrido fue de 90 s para el modo Suelo y 120 s para el modo Minería.

2.2. Muestras

Se utilizaron muestras de enmiendas orgánicas (compost, lodos de depuradora y fertilizantes orgánicos) provenientes del programa MARSEP (Manure and Refuse Sample Exchange Programme), que forma parte de los Programas WEPAL (Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories) (Houba, 1996). Estos programas organizan ensayos de aptitud para mantener y mejorar la calidad de los laboratorios mediante rondas trimestrales de análisis interlaboratorios. Se incluyeron las de los períodos trimestrales 1 y 3 de 2011 a 2019 (31 muestras diferentes), de los siguientes tipos: compost (14 muestras), lodos de depuradora (11), fertilizantes orgánicos (5) y estiércol (1). Procedían de Bélgica (5), Países Bajos (4), Suiza (18), Filipinas (1) y Reino Unido (2).Las muestras se utilizaron como polvo seco y finamente triturado. Estas muestras secas son estables durante varios años. Los valores "verdaderos" o de referencia de las concentraciones extraíbles en agua regia y del contenido de materia orgánica (pérdida por calcinación) se tomaron de los informes trimestrales correspondientes del programa MARSEP. Estos valores corresponden a los valores medios de los resultados (aproximadamente 30) de los laboratorios participantes. La estadística descriptiva (valores medios, mínimos y máximos) para los valores de MARSEP de diversos parámetros se muestra en la Tabla 1.



2.3. Procedimientos estadísticos

Se realizó un análisis de regresión lineal múltiple para predecir las concentraciones extraíbles en aqua regia de varios elementos objetivo y de MO (variable dependiente denominada X (ar) donde X es el elemento químico) a partir de variables independientes que fueron las lecturas de concentración elemental total obtenidas por el instrumento PXRF (por los métodos Suelo, Y(s) o Minería, Y(m). Para predecir As, Cd. Cr. Hg. Ni v Se se realizaron ajustes separados para cada tipo de enmienda (compost, lodo de depuradora o fertilizante orgánico). Las predicciones de Fe, K, P, S, Zn, Cu, Pb, Sr, Cr, Mn, Ca, V, Ba y MO se realizaron en conjunto para todos los tipos de muestra. El primer ajuste consistió en una ecuación de regresión lineal simple usando el elemento para el cual se obtuvo un coeficiente de Pearson más alto para la relación X (ar) -Y (S o M). Después de este primer ajuste, se calcularon los residuos y se determinaron sus correlaciones con otras lecturas elementales. Los parámetros con un coeficiente de Pearson más alto y significativo se agregaron uno por uno a la ecuación, y el proceso se repitió para buscar variables independientes significativas adicionales. La diferencia relativa (DR), es decir, la diferencia, como porcentaje, entre los valores predichos X(pred) y reales X(ar), se calculó para los resultados individuales de cada muestra como indicación de la precisión de los ajustes.

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con IBM © SPPS © v. 25 (SPSS, Chicago, IL, EE. UU.).

Tabla 1. Estadística descriptiva para los valores verdaderos (MARSEP) de la concentración en *agua regia* de varios elementos y del contenido de materia orgánica (MO)

	agaaro	gia ao i	uoo o		y aci contonia	o do maton	a organn	54 (1110)	
		Mín	Máx	Media			Mín	Máx	Media
MO	%	9,39	90,0	50,8	Ba	mg kg ⁻¹	8,73	668	212
Fe(ar)	g kg ⁻¹	0,73	105	23,7	As	mg kg ⁻¹	0,17	13,9	5,37
Ca(ar)	g kg ⁻¹	21,5	320	60,5	Cd	mg kg ⁻¹	0,05	2,66	0,80
K(ar)	g kg ⁻¹	0,75	101	14,0	Cr	mg kg ⁻¹	3,23	280	63,6
P(ar)	g kg⁻¹	0,67	34,1	16,9	Cu	mg kg ⁻¹	14,2	629	169
S(ar)	g kg ⁻¹	1,53	55,6	9,96	Ni	mg kg ⁻¹	1,23	134	29,6
Zn(ar)	mg kg 1	34,8	1305	444	Se	μg kg ⁻¹	210	3562	1066
Pb(ar)	mg kg ₁	1,40	290	68,8	Hg	µg kg⁻¹	14,6	2871	611

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se muestran las lecturas de elementos con PXRF que proporcionaron las mejores ecuaciones multilineales para predecir los elementos objetivo y los coeficientes de correlación de las regresiones obtenidas. Como se observa en dicha tabla, fueron necesarios un reducido número de parámetros (normalmente de 1 a 3) para conseguir los mejores ajustes. Muchas de las ecuaciones presentaron coeficientes de correlación mayores que r = 0,98, valor de referencia para queuna calibración empírica pueda resultar cuantitativamente aceptable (EPA, 2007). El resto de ajustes con excepción del de V presentaron valores de r mayores de 0,9 que en el método de suelos referido de la EPA ofrecerían datos de alta calidad definidos como de nivel definitivo. El peor ajuste, el de V, presenta un valor de r > 0,7 que la EPA considera como datos utilizables para selección o cribado (screening). Las ecuaciones de aquellos elementos (Fe, Al, Ca, K, S, Zn, Cu, Pb, Sr, V, Mn, Ba) que se encuentran en las enmiendas orgánicas en cantidades tales que superan sus límites de detección mediante PXRF, se basan en primer lugar en las lecturas del propio elemento (los elementos predictores aparecen ordenados por orden relativo de influencia en la Tabla 2) con factores de corrección adicionales como el Si, el Ca, el Fe, que son indicativos



de fracciones del elemento objetivo asociadas a éstos (por ejemplo, el Si indica que una fracción del elemento considerado asociada a silicatos es insoluble en agua regia). Otros elementos como Cr, Ni o As, cuando aparecen en las muestras en concentraciones por encima de sus límites de detección por PXRF, se estiman también a partir de su propia lectura generalmente corregida por algún otro elemento. En los casos en los que se encuentran por debajo del límite de detección (por ejemplo el caso de Cr o Ni en compost) es posible su modelización utilizando las lecturas de otros elementos (como el Fe). Los elementos generalmente no detectables (Cd, Hg, Se) mediante PXRF en estas matrices pueden ser estimados a partir de las lecturas de elementos tales como Zn, Pb o P, mostrándose así la influencia de su origen antropogénico en sus concentraciones.

4. Conclusiones

Ha sido posible obtener funciones de calibración para la estimación cuantitativa o semicuantitativa de los contenidos en *agua regia* de los elementos de interés habitual en enmiendas orgánicas (compost, lodos de depuradora y fertilizantes orgánicos) a partir de lecturas de contenidos totales obtenidas mediante un analizador portátil de XRF. Teniendo en cuenta el reducido número de muestras y de elementos predictores utilizados, cabe pensar que sería posible mejorar las funciones de calibración si se utilizaran además muestras próximas, en su localización geográfica, en cuanto a fase de un proceso, etc.

5. Bibliografía

- CEN (European Committee for Standardization), 2014. EN16424:2014. Characterization of waste. Screening methods for the element composition by portable X-ray fluorescence instruments.
- CEN (European Committee for Standardization), 2007. EN 15309:2007. Characterization of waste and soil. Determination of elemental composition by X-ray fluorescence.
- EPA, 2007. Method 6200: Field portable X-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment: Rev 0. February 2007.
- Healy, M.G., Fenton, O., Forrestal, P.J., Danaher, M., Brennan, R.B., Morrison, L., 2016. Metal concentrations in lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludges. *Waste Manag.* 48, 404–408.
- Houba, V.J.G.; Uittenbogaard, J.; Pellen, P. 1996. Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories (WEPAL), organization and purpose. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27, 421–431.
- López-Núñez, R., Ajmal-Poley, F., Burgos-Doménech, P., 2020. Prediction of As, Cd, Cr, Hg, Ni and Se Concentrations in Organic Amendments Using Portable X-Ray Fluorescence and Multivariate Modelling. *Appl. Sci.*
- López-Núñez, R., Ajmal-Poley, F., González-Pérez, J.A., Bello-López, M.A., Burgos-Doménech, P., 2019. Quick Analysis of Organic Amendments via Portable X-ray Fluorescence Spectrometry. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 4317.
- Manohara, B., Belagali, S.L., 2017. Evaluation of energy dispersive scanning electron microscopy and X-ray fluorescence techniques for analysis of compost quality. *Anal. Methods* 9, 253–258.
- McWhirt, A., Weindorf, D.C., Zhu, Y., 2012. Rapid analysis of elemental concentrations in compost via portable x-ray fluorescence spectrometry. *Compost Sci. Util.* 20, 185–193.
- Weindorf, D.C., Chakraborty, S., Li, B., Deb, S., Singh, A., Kusi, N.Y., 2018. Compost salinity assessment via portable X-ray fluorescence (PXRF) spectrometry. *Waste Manag.* 78, 158–163.



Tabla 2. Lecturas del instrumento PXRF usadas para calcular las funciones lineales múltiples de calibración de los diversos elementos solubles en *agua regia* y el contenido de materia orgánica (MO) y coeficientes de regresión de los ajustes.

	Tipo ¹	Elementos predoctores	R		Tipo ¹	Elementos predictore	s r
MO	Т	Bal ² , Si(m), Ca(m)	0,982	Ni(ar)	Т	Ni(s), Bal, Al(m)	0,970
MO	С	Bal ² , Si(m), Ca(m), P(m)	0.993	Ni(ar)	С	Fe(m), Bal	0,977
MO	L	Bal ² , Si(m), Fe(m),	0,965	Ni(ar)	L	Ti(s), Fe(m)	0,907
Fe(ar)	T	Fe(m), Si(m)	1,000	Ni(ar)	L	Al(m)	0,961
Al(ar)	Т	AI(m), Si(m)	0,974	Ni(ar)	F	Fe(m)	0,903
Ca(ar)	Т	Ca(m), K(s)	0,956	Ni(ar)	F	Zr(s)	0,988
K(ar)	Т	K(s), S(s)	0,995	As(ar)	T	As(s), Ca(m)	0,921
P(ar)	Т	P(m), Fe(m)	0,995	As(ar)	С	Si(m), Zr(s), Pb(s)	0,980
S(ar)	Т	S(s), Bal, Cu(s)	0,994	As(ar)	L	As(s)	0,969
Zn(ar)	Т	Zn(s)	0,999	As(ar)	L	Pb(s)	0,927
Cu(ar)	Т	Cu(s), Si(m)	0,999	As(ar)	F	Zr(s)	0,978
Pb(ar)	Т	Pb(s), Si(m)	0,998	Cd(ar)	С	Zn(s), Zr(s), Mn(s)	0,996
Sr(ar)	Т	Sr(s), Si(m)	0,996	Cd(ar)	L	Zn(s), Pb(s)	0,932
V(ar)	Т	V(s), Si(m)	0,868	Cd(ar)	F	Si(m)	0,983
Mn(ar)	Т	Mn(s), Fe(m), Bal, Ca(m), Zr(s)	0,988	Hg(ar)	С	Zn(s), $Mn(s)$, $S(s)$	0,995
Ba(ar)	Т	Ba(s), Si(m), Al(m),	0,973	Hg(ar)	L	Pb(s), K(s), Al(m)	0,972
Cr(ar)	Т	Cr(s), Si(m)	0,991	Hg(ar)	F	Cl(m), Ca(m)	0,994
Cr(ar)	С	Fe(m), K(s), S(s)	0,975	Se(ar)	С	Zn(s), Zr(s)	0,981
Cr(ar)	L	Cr(s)	0,995	Se(ar)	L	P(m), Fe(m)	0,906
Cr(ar)	L	CI(m), Ti(s)	0,945	Se(ar)	L	P(m), Ba(s)	0,931
				Se(ar)	F	Fe(m)	0,955

¹Tipo: T todos, C compost, L lodo de depuradora, F fertilizante orgánico; 2 Bal, diferencia a 100% de la suma de todos los elementos medidos en el analizador PXRF;(s) lecturas PXRF modo Suelo, (m)) lecturas PXRF modo Minería

6. Agradecimientos

Se agradece al MINEICO y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) la financiación del proyecto CGL2016-78937-R.



OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES A PARTIR DE MATERIAL BIOESTABILIZADO. EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL

<u>Marina Fernández-Delgado^{1,2}</u>, Esther del Amo¹, Mónica Coca^{1,2}, Mª Teresa García-Cubero^{1,2}, Susana Lucas^{1,2}

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente¹, Instituto de Procesos Sostenibles², Universidad de Valladolid, España, marina.fernandez.delgado@alumnos.uva.es

Resumen: El objetivo de este estudio es comparar dos procesos de extracción, extracción convencional y extracción asistida por microondas. Dichos procesos se compararon en términos económicos (aplicando el método de factores de Lang) y ambientales (utilizando las métricas de sostenibilidad propuestas por IChemE). Se dimensionaron plantas de producción con capacidad de tratamiento de 300 kg/h de material bioestabilizado (MB). La extracción convencional se realizó con una concentración de MB del 40% p/v utilizando como disolvente agua (45°C, 200 rpm, 48 h) o KOH 1 M (45°C, 200 rpm, 72 h). Por otro lado, la extracción por microondas se realizó con agua (80°C, 2.5 min y una concentración de MB de 40% p/v) o con KOH 0.87 M (157°C, 5 min y una concentración de MB de 30% p/v). Tras la extracción, los extractos acuosos deben concentrarse 10 veces mediante evaporación a vacío. Los rendimientos de producción de líquido rico en nutrientes están comprendidos entre 2 y 290 L por 100 kg de MB seco, dependiendo de si se usa agua o KOH como agente de extracción. El análisis económico revela que es necesario un coste de inversión de 1200-4400 k€ y que el precio de venta está comprendido entre 1 y 10 €/L. Finalmente, el análisis ambiental muestra que, cuando se realiza la extracción con agua, el impacto ambiental es superior, debido a la necesidad de una etapa de concentración. Por otro lado, el uso del microondas aumenta 1.5-1.8 veces el consumo energético, generando mayores emisiones de gases de efecto invernadero.

Palabras clave: Factores de Lang, métricas IChemE, extracción, fertilizantes, material bioestabilizado

1. Introducción

Debido al desarrollo económico de la sociedad, al crecimiento exponencial de la población y a su concentración en grandes urbes, la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) es cada vez mayor (Soobhany, 2019). Esto ha generado problemas a nivel social, económico y ambiental y, por tanto, la gestión de estos residuos en la sociedad actual es crucial. Cada año, la Unión Europea genera casi 490 kg de RSU per cápita (Eurostat, 2019) y se espera que en el año 2020 esta cifra se incremente un 10%. La Directiva (UE) 2018/851 dicta que hay que recoger y reciclar los residuos de manera separada ya que el objetivo final es reincorporarlos a la cadena de proceso y que no acaben depositándose en vertederos.

En España, aproximadamente el 50% de los RSU recogidos mezclados (sin separar) acaban en vertederos y de la mitad restante, menos del 12% son tratados en las plantas de tratamiento mecánico-biológico (TMB) (PEMAR, 2015), lo cual se aleja de los objetivos establecidos por la Directiva 2018/851en la que al menos un 55% de los RSU deberían ser reciclados y reutilizados en el año 2025. Una de las fracciones recuperadas tras la separación de los RSU en las plantas de TMB es la fracción orgánica, la cual, tras un proceso de compostaje, se transforma en material bioestabilizado que no puede ser utilizado como abono agrícola debido a su origen (PEMAR, 2015). En la actualidad, el material bioestabilizado se utiliza, entre otros usos, para la restauración y construcción de carreteras, como sustrato de terrenos forestales y para su valorización energética en instalaciones de coincineración (MITECO, 2013).



El objetivo global del proyecto VALORCOMP (0119_VALORCOMP_2_P), financiado por el programa INTERREG V A Espanha-Portugal (POCTEP), es la valorización de los residuos orgánicos procedentes de las plantas TMB. Dentro de este proyecto, el objetivo de la Universidad de Valladolid es recuperar los nutrientes del material bioestabilizado con el fin de obtener líquidos ricos en nutrientes que puedan ser utilizados en agricultura y que cumplan con la normativa vigente. En este trabajo se busca evaluar y comparar económica y ambientalmente cuatro alternativas de obtención de fertilizantes líquidos que cumplan con el Reglamento (UE) 2019/1009 de productos fertilizantes, utilizando agua o un solvente alcalino (KOH) a través de una extracción convencional o asistida con microondas.

2. Material y Métodos

2.1. Materia prima

El material bioestabilizado (MB) fue cedido por Resíduos do Nordeste (Mirandela, Portugal). Fue congelado a – 18 °C hasta su uso y secado a 70 °C antes de los experimentos. La composición del material bioestabilizado se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición del material bioestabilizado.MS: Materia seca

	Unidades	Valor
Carbono orgánico total (COT)	%p/p MS	$28,7 \pm 0,2$
Nitrógeno total (NT)	%p/p MS	$2,1 \pm 0,3$
Fósforo como P ₂ O ₅	%p/p MS	$1,2 \pm 0,1$
Potasio como K ₂ O	%p/p MS	$1,9 \pm 0,2$

Las muestras sólidas se secaron y fueron analizadas tal y como sigue: La composición de COT y NT se obtuvo por análisis elemental utilizando un analizador LECO CHN-2000. El fósforo y el potasio se analizaron por espectrometría de emisión óptica (ICP-MS with Agilent HP 7500c OctopolarReactionSystem) y espectrometría de masas (Atomicemissionspectrophotometer ICP-OES Radial Simultaneous Agilent 725-ES) después de una digestión con microondas (MilestoneUltrawave).

2.2. Extracción convencional

La extracción convencional se realizó en matraces cerrados de 250 mL, utilizando 100 mL de líquido y la cantidad adecuada de MB para alcanzar una relación sólido-líquido (S/L) del 40% p/v. Las condiciones de la extracción con agua fueron 45 °C, 200 rpm y 48 horas y las de la extracción con KOH 1 M fueron 45 °C, 200 rpm y 72 h. El equipo utilizado para hacer la extracción fue un agitador orbital (ComectaOpticlvymensystem). Todas las extracciones se realizaron por duplicado. Tras la extracción, los extractos acuosos fueron concentrados 10 veces.

2.3. Extracción con microondas

La extracción con microondas se realizó en un reactor Multiwave PRO SOLV de 50 Hz con un rotor 16HF100 (AntonPaarGmbH, Austria, Europe). La extracción con agua utilizó una relación S/L del 40% p/v, a 80 °C, 2,5 min y la extracción con KOH 0,87 M utilizó una relación S/L de 30% p/v a 157 °C y 5 min. Todas las extracciones utilizaron 50 mL de líquido y la cantidad de sólido necesaria para alcanzar la relación S/L establecida. Todas las extracciones se realizaron por duplicado. Tras la extracción, los extractos acuosos fueron concentrados 10 veces.

3. Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se muestran las concentraciones de nutrientes medidas en los 4 extractos obtenidos en las distintas extracciones realizadas. Las condiciones de



operación fueron optimizadas en trabajos previos (Fernández-Delgado et al., 2019). Como se puede ver, todos ellos superan las concentraciones de COT, NT y K_2O marcadas para fertilizantes órgano-minerales líquidos en el Reglamento (UE) 2019/2009, puesto que superan la concentración de COT y al menos uno de los tres nutrientes principales. Esto implica que cumplen los requisitos para ser aplicados en terrenos agrícolas siempre y cuando su producción industrial sea viable económica y ambientalmente.

Tabla 2. Concentración de COT y nutrientes de los extractos líquidos.

	Unidades	Extracción convencional		Extracción o	Directiva (UE)	
	Unidades	Agua	KOH 1M	1M Agua KOH 0		2019/1009
COT	g/L	$177,9 \pm 0,8$	$69,0 \pm 0,6$	$90,1 \pm 0,3$	$39,2 \pm 0,8$	30
NT	g/L	$20,5 \pm 0,2$	$37,7 \pm 0,1$	$22,9 \pm 0,5$	$33,9 \pm 0,7$	20
P_2O_5	g/L	$0,4 \pm 0,1$	$1,6 \pm 0,1$	0.3 ± 0.1	$1,2 \pm 0,1$	20
K_2O	g/L	$42,1 \pm 0,4$	$82,8 \pm 0,3$	$30,7 \pm 0,6$	$82,5 \pm 0,6$	20

En la Tabla 3 se muestran los parámetros necesarios para comparar económicamente los procesos de extracción, obtenidos a partir de los datos experimentales. Se plantearon los diagramas de flujo y se resolvieron los balances de materia y energía considerando un fluio de MB de 300 kg/h. Con este fluio se pudo calcular la cantidad de líquido rico en nutrientes producido y su rendimiento de producción. A continuación, se dimensionaron los principales equipos y se calculó el coste total de la inversión (CTI), considerando que la planta trabaja 8000 horas al año, a través del método de los factores de Lang (Sinnott, 2005). Como se puede ver, el rendimiento de extracción es 10 veces mayor en las tecnologías que utilizan KOH debido a que no se necesita concentrar el líquido para alcanzar la concentración requerida por la normativa. Esto hace que el precio de venta en los procesos que utilizan agua sea mayor que los que utilizan KOH. Por otro lado, El CTI es menor en la extracción convencional debido a que el precio de los equipos convencionales es menor al equipo necesario para la extracción microondas. Finalmente, en todos los casos al tener un valor actual neto (VAN) mayor que cero y una tasa interna de retorno (TIR) mayor que un 10% (porcentaje típico), se puede considerar que todos los procesos son económicamente viables.

Tabla 3. Evaluación económica de los procesos de extracción.

	Solvente	Rendimiento	CTI	CTI Precio de venta		TIR
Unidades		L/100 kg MB seco	k€	€/L	k€	%
Extracción	Agua	20,5	1232	4,70	322	16,82
convencional	KOH 1 M	228,9	1611	1,05	377	15,62
Extracción	Agua	25,6	3593	9,50	979	17,12
microondas	KOH 0,87 M	288,4	4400	1,25	1453	18,22



Tabla 1	Evaluación	amhiantal	عما عام	nrocesse	de extracción	
i abia 4.	Evaluacion	ambientai	ue ios	DIOCESOS	ue extracción	

	Solvent	Área	Materia prima		Consum	Consumo	Residuo
	e	ocupada	Reciclad	Peligros	o de	energétic	sólido
	6	ocupada	а	а	agua	0	301100
United and a second		$m^2 \cdot h$	k	9	kg	$kW \cdot h$	kg
Unidades		kg _{producto}	kg _{producto}		kg _{producto}	kg _{producto}	kg _{producto}
Extracción	Agua	34,4	6,5	0,0	352,0	9,4	7,1
convenciona I	KOH 1 M	2,9	0,6	0,2	6,3	0,4	0,7
Extracción	Agua	24,4	5,2	0,0	253,0	14,2	5,7
microondas	KOH 0,87 M	1,9	0,5	0,2	0,9	0,7	0,5

En la tabla 4 se muestran los indicadores ambientales obtenidos al aplicar las métricas del IChemE para los procesos de extracción estudiados. Como se puede ver de manera general, la extracción con agua da lugar a valores mayores de los indicadores. Cuando la extracción se lleva a cabo con agua se requiere de una etapa de destilación a vacío, lo que incrementa el área ocupada, la demanda energética y el consumo de agua. Por otro lado, la extracción con microondas da lugar a mejores indicadores ambientales excepto en el consumo energético, que es mayor en la extracción microondas debido a la energía necesaria para alcanzar la temperatura óptima de extracción.

4. Conclusiones

En este trabajo se han comparado utilizando indicadores económicos y ambientales, dos procesos de extracción, extracción convencional y extracción asistida con microondas, utilizando agua y un solvente alcalino (KOH) con el fin de elegir la tecnología adecuada para producir fertilizantes órgano-minerales líquidos.

Respecto a los indicadores económicos, los procesos que se basan en la extracción alcalina son más rentables debido a que su rendimiento de producción es 10 veces mayor que la extracción con agua. Además, el precio de venta de la extracción con KOH puede resultar más competitivo en el mercado, puesto que el precio habitual de los fertilizantes órgano-minerales oscila entre 1 y 10 €/L. Por lo que, si el precio aumenta, el margen de beneficios sería mayor.

Por otra parte, respecto a los indicadores ambientales, la extracción con agua tiene un impacto mayor, especialmente en el consumo del agua y consumo energético, en comparación con la extracción con KOH. Sin embargo, utilizar KOH como solvente implica la utilización de sustancias corrosivas como materia prima y que suponen un riesgo para la salud de los trabajadores. Si comparamos las tecnologías, la extracción con microondas solo tiene un mayor impacto en el consumo energético respecto a la extracción convencional. El equipo utilizado en la extracción con microondas necesita una mayor demanda de energía.

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. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=ES (fecha de consulta: 19/03/2020).

Eurostat (2019). *Municipal wastestatistics*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics (fecha de consulta: 28/01/2020).

Fernández-Delgado, M., Amo, E. del, Coca, M., García-Cubero, M.T., Lucas, S., 2019. Nutrient extraction alternatives from mixed municipal waste compost, en: Vilarinho, C., Castro, F.,



- Gonçalves, M., Fernando, A.L. (Eds.), Wastes: Solutions, Treatments and Opportunities III. CRC Press Taylor & Francis Group, London, pp. 7-12. https://doi.org/10.1201/9780429289798-2
- MITECO (2013). Decálogo para la utilización del material bioestabilizado. https://cabildo.grancanaria.com/documents/10180/6356570/DECALOGO+MAGRAMA+JUN +2013.pdf/f8f36f4f-869b-4ad3-bcb7-da272db565fb (fecha de consulta: 05/04/2020).
- PEMAR (2015). *PEMAR 2016-2022.*https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/Planes-y-Programas.aspx (fecha de consulta: 28/01/2020).
- Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX% 3A32019R1009 (fecha de consulta: 05/04/2019).
- Sinnott, R.K., 2005. Costing and Project Evaluation, En: Coulson & Richardson's Chemical Engineering Volume 6. Chemical Engineering Design. Ed. Elsevier, London, pp. 242-282.
- Soobhany, N., 2019. Insight into the recovery of nutrients from organic solid waste through biochemical conversion processes for fertilizer production: A review. *J. Clean. Prod.* 241, 118413. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118413

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)



PRODUCCIÓN DE BIOPLASTICOS (POLIHIDROXIALCANOATOS) A PARTIR DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN UN PROCESO INTEGRADO DE HIDRÓLISIS Y FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO

Oscar Martínez-Avila, Jordi Llimós, Carlos Corchado, Laia Llenas, Sergio Ponsá

Centro tecnológico BETA, Universitat de Vic, Carrer de la Laura 13, 08500 Vic, Barcelona

Correo electrónico: oscarmauricio.martinez@uvic.cat

Resumen: Los polihidroxialcanoatos (PHA) son poliésteres biodegradables con propiedades semejantes a los plásticos derivados del petróleo, producidos por bacterias en ambientes limitados de nutrientes y un exceso de carbón. Aunque su producción en medio líquido se conoce con detalle, su principal desventaja es el coste de materias primas y la elevada demanda de agua y energía. Así, la fermentación en estado sólido (FES) se plantea como una alternativa potencialmente más económica, gracias al uso de residuos sólidos orgánicos como materia prima. Este trabajo propone los residuos agroindustriales bagazo de cerveza, bagazo de uva y alperujo como sustratos para la obtención de PHA empleando un enfoque integrado. Primero, se obtienen enzimas hidrolíticas mediante la FES de los residuos utilizando hongos seleccionados. Posteriormente, las enzimas extraídas sirven para sacarificar los residuos en una etapa de hidrólisis en estado sólido (HES), y finalmente, los residuos hidrolizados se transforman en PHA a través de una segunda FES inoculando bacterias específicas. Se encontró que la liberación de azúcares en la HES fue más eficiente entre 35°C y 40°C, y que cargas enzimáticas elevadas propiciaron la presencia de compuestos inhibidores que limitaron el crecimiento bacteriano en la FES. Así, la producción de PHA por FES resultó más efectiva utilizando el bagazo de cerveza hidrolizado y la bacteria Burkholderiacepacia, alcanzando 14.3 mg PHA por gramo de residuo procesado, representado un incremento del 76% respecto a lo obtenido sin la HES. Por consiguiente, al combinar estos procesos, se promueve una mayor producción en sistemas a base de residuos.

Palabras clave: PHA, material lignocelulósico, *Burkholderiacepacia*, valorización, economía circular.

1. Introducción

Los polihidroxialcanoatos (PHA) son polímeros biodegradables de origen biológico que diversos microorganismos acumulan como fuente de energía dentro de su estructura celular bajo condiciones extremas. En general, los PHA son acumulados cuando hay una condición limitante de nitrógeno, fósforo, magnesio u oxígeno mientras que existe un exceso de fuente de carbón (Raza y col., 2018). Aunque los PHA comparten varias propiedades con sus análogos derivados del petróleo, el rasgo distintivo de estos compuestos es su naturaleza no tóxica, su biocompatibilidad y biodegradabilidad, lo que los hace atractivos en muchas aplicaciones especializadas como en el campo médico, farmacéutico o alimentario (Raza y col., 2018). Pese a que los PHA se producen a escala industrial por medio de fermentación en líquido, la principal desventaja de estos procesos radica en la necesidad de materias primas de elevado costo como la sacarosa, glucosa o el almidón que incrementan el coste total del proceso. Es así que la búsqueda de materias primas de bajo costo para obtener PHA ha ganado relevancia durante los últimos años, y ello ha fomentado el uso de sistemas a base de recursos renovables y residuos (Dietrich y col., 2019; Raza y col., 2018).

En general, la mayoría de propuestas que emplean residuos para obtener PHA se basan en el uso de residuos líquidos. Sin embargo, el uso de algunas fracciones sólidas orgánicas también ha sido estudiada utilizando los hidrolizados de dichos residuos. Por su parte, autores como Oliveira y col., (2004) han propuesto el uso de la



fermentación en estado sólido (FES) como alternativa más económica para obtener PHA partiendo de residuos lignocelulósicos como materia prima de bajo coste. Mientras la mayoría de sistemas de fermentación en líquido requieren un consumo significativo de agua y energía, la FES presenta ciertas ventajas inherentes que permiten el desarrollo de sistemas potencialmente más sostenibles (Martínez y col., 2017). Normalmente, la FES tiene un bajo requerimiento de agua y energía, constituye un ambiente más propicio para el crecimiento microbiano, y puede emplear una gran diversidad de residuos sólidos orgánicos. De este modo, la FES se presenta como una alternativa en concordancia con los principios de la economía circular de utilizar materias primas renovables, reducir la generación de desechos y promover la eficiencia de los mismos. La FES ha sido utilizada con éxito en la valorización de diferentes residuos sólidos orgánicos para obtener bioproductos como enzimas, bioplaguicidas, entre otros (Cerda y col., 2019). Por su parte, la FES para producir PHA se ha estudiado empleando residuos de soja y molasas (Oliveira y col., 2004), usando residuos de tapioca con nutrientes adicionales (Sathiyanarayanan y col., 2013), y malta de cebada complementada con nutrientes (Sharma y Bajaj, 2016). No obstante, la eficiencia de estos procesos depende en gran medida del suministro de nutrientes adicionales a los proveídos por los residuos sólidos, limitando así su desarrollo a mayor escala.

Por otra parte, una alternativa novedosa para incrementar el contenido de azúcares fermentables en materiales lignocelulósicos es la hidrólisis enzimática en estado sólido (HES). La HES es un proceso llevado a cabo en ausencia o casi ausencia de agua libre. Al igual que en la FES, la HES requiere menos agua y energía que su contraparte líquida, permitiendo una mejora en la productividad global del proceso al reducir costos operativos y poder trabajar con reactores de menor tamaño (Chen y Liu, 2017). De esta manera, al integrar las dos tecnologías en estado sólido, del mismo modo que se efectúa en medio líquido, se espera obtener una fracción sólida con un contenido de azúcares fermentable mayor al original, de modo que se posea un mayor potencial para producir PHA. A su vez, este enfoque limitaría el uso de nutrientes adicionales, potencialmente reduciendo costos y mejorando la sostenibilidad del sistema.

El objetivo de este trabajo se centra en evaluar la factibilidad de integrar la HES y la FES como alternativa para obtener PHA en sistemas a base de residuos de un modo sostenible. Para alcanzar este objetivo, tres residuos lignocelulósicos de diferentes características (bagazo de cerveza (BC), bagazo de uva (BU) y alperujo (AL)) han sido evaluados como potenciales materias primas. Primero se ha evaluado las variables más significativas que afectan el desempeño de la HES utilizando extractos enzimáticos producidos a partir de los mismos residuos (usando la FES y Aspergillus niger) y un extracto comercial (Viscozyme L). Después, la FES para producir PHA se ha evaluado empleando dos bacterias productoras (Burkholderiacepacia y Cupriavidusnecator) con y sin el uso previo de la HES para identificar el efecto de la inclusión de dicha etapa.

2. Material y Métodos

La HES se desarrolló en reactores de 0.6 L después de ajustar el pH y el contenido de humedad (CH) de los residuos con un búfer de citrato 0.05 M. Los residuos preparados han sido esterilizados (121°C, 20 min) y se han mezclado con 2% (p/p) de los extractos enzimáticos seleccionados. Un extracto comercial (Viscozyme L) y un extracto enzimático obtenido por la FES de BC usando *A. niger*. Los reactores se ubicaron en un incubador con temperatura controlada a las condiciones requeridas por cada experimento, y la HES fue monitorizada durante 48 h siguiendo la producción de azúcares reductores (AR) en el medio sólido con el método DNS y la producción de compuestos potencialmente inhibidores por cromatografía líquida (HPLC).



La FES para obtener PHA se llevó a cabo en reactores de 0.5 L en un sistema como el presentado por Martínez y col., (2017) utilizando los residuos con y sin hidrolizar, a los cuales se les ajustó el pH y el CH con un búfer de fosfato 1 M. A continuación, los sustratos fueron esterilizados (121°C, 20 min), y una vez atemperados, se inocularon con 10% (p/p) de *B. cepacia* o *C. necator.* La FES ha sido monitorizada durante 96 h empleando variables del proceso como el consumo de AR, la producción de biomasa y el contenido de PHA. El análisis de la información obtenida ha sido procesado con Minitab 18 (Minitab Inc.). Las diferencias de desempeño de los diferentes escenarios evaluados se han comparado empleando ANOVA de un solo factor (p <0.05) mediante el test de Tukey. Los experimentos se realizaron por triplicado.

3. Resultados y Discusión

3.1. Hidrólisis enzimática en estado sólido

La HES de los residuos se evaluó en dos etapas para poder identificar el efecto de las variables de operación de mayor incidencia en la liberación de los azúcares fermentables. Así, primero se evaluó la dependencia del proceso ante la temperatura. Se sabe que el efecto de esta variable sobre el proceso está ligado al tipo de enzimas presentes en el medio, y no depende en gran medida del sustrato a procesar (Chen y Liu, 2017), por lo cual, resulta válido evaluar su efecto con solo uno de los residuos como referencia, en este caso el BC. La Figura 1(a) presenta el contenido de AR obtenido después de 48 h de hidrólisis a diferentes temperaturas empleando los dos extractos enzimáticos seleccionados a CH de 50% y 70%. Como se observa, hay diferencias significativas entre los extractos enzimáticos, siendo el Viscozyme L el que mayor contenido de AR obtiene (hasta 0.114 g g-1) a 40°C. Por su parte, los extractos de *A. niger* resultaron más efectivos a 35°C alcanzando hasta 0.074 g g-1. En ambos casos, la HES permitió incrementar los AR hasta en un 498% y 289% respecto al contenido inicial del BC (Tabla 1).

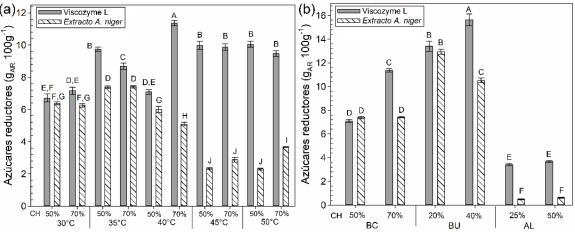


Figura 1. Hidrólisis enzimática en estado sólido. (a) Efecto de la temperatura con BC, (b) Efecto del tipo de extracto enzimático y contenido de humedad. BC: Bagazo de cerveza; BU: bagazo de uva; AL: alperujo. CH: Humedad. Letras distintas indican diferencias significativas entre los grupos (p<0.05).

Una vez determinada la temperatura apropiada para cada tipo de extracto, la HES se evaluó en cada uno de los residuos en un diseño factorial 2² valorando tanto el tipo de extracto, como el CH. Como se aprecia en la Figura 1(b), el mayor contenido de AR se obtuvo con el BU y Viscozyme L, con 0.156 g g⁻¹ y un CH de 40%. Así, la HES ha permitido incrementar los AR de todos los residuos, y en particular el de BC y el BU. El AL no presentó un rendimiento tan alto, y esto es un reflejo de su estructura, que como



se recoge en la Tabla 1, contiene una cantidad de lignina significativamente alta, lo cual limita la aplicación directa de una etapa de hidrólisis. Por otra parte, se ha visto un comportamiento dispar con el CH para cada uno de los extractos enzimáticos evaluados. Mientras que con Viscozyme L altos CH han favorecido la liberación de AR, con los extractos de *A. niger* son los CH bajos los que favorecen la hidrólisis. Pese al mejor rendimiento del extracto comercial, este propició un mayor contenido de compuestos inhibidores respecto al extracto de *A. niger*, limitando su efectividad en la etapa posterior de fermentación.

Tabla 1.	Caracterización	de lo	os i	residuos	evaluad	os

Parámetro	Bagazocerveza	Bagazouva	Alperujo
Azucares reductores (g g ⁻¹ base seca)	1.9 ± 0.3	6.8 ± 0.4	0.38 ± 0.02
Índicerespirométricodinámico (g ₀₂ kg ⁻¹ _{SV} h ⁻¹)	5.7 ± 0.7	1.7 ± 0.3	0.50 ± 0.03
Celulosa (%base seca)	21.9 ± 0.2	11.0 ± 0.4	20.8 ± 0.5
Hemicelulosa (%base seca)	40.1 ± 0.3	3.5 ± 0.1	37.7 ± 0.7
Lignina (%base seca)	9.1 ± 0.1	16.9 ± 0.6	45.8 ± 0.8

3.2. Fermentación en estado sólido para obtener PHA

Una vez obtenidos los residuos hidrolizados, se utilizó un diseño factorial 2² para evaluar la FES para obtener PHA valorando el uso o no de la HES como etapa previa. y el tipo de bacteria productora, empleando los extractos enzimáticos de A. nigerpara hidrolizar los residuos. La Figura 2 resume la producción de PHA en los escenarios evaluados. Como se ve, hay una diferencia significativa entre la producción de PHA usando o no la HES en todos los residuos, resultando en incrementos de la producción de 76%, 123% y 78% respecto a la condición de referencia. Además, se observó que B. cepacia fue más productiva que C. necator para obtener PHA en medio sólido, independientemente del tipo de residuo evaluado, y pese a la mayor acumulación de PHA obtenida por C. necator. De este modo, la máxima producción se encontró con el BC hidrolizado alcanzando 14.3 mg g⁻¹, significativamente mayor que lo obtenido con BU v AL pese a no iniciar con el mayor contenido de AR. Esto sugiere que otros factores asociados al tipo de sustrato influencian significativamente la producción de PHA. La producción obtenida resultó un 192% mayor a la obtenida por Oliveira y col., (2004), un 66% mayor respecto a Sathiyanarayanan y col., (2013), y en el mismo nivel que lo reportado por Sharma y Bajaj, (2016).

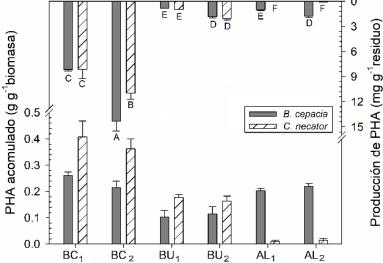


Figura 2. Fermentación en estado sólido para obtener PHA. BU: bagazo de uva; AL: alperujo; 1: Sin HES; 2: Con HES. Letras distintas indican diferencias significativas entre los grupos (p<0.05).



4. Conclusiones

Se encontró que la HES puede potenciar el uso de la FES a modo de pretratamiento para mejorar la producción de PHA en un esquema basado en el uso de solo residuos. Dentro de los residuos evaluados, el BC resultó ser el más competitivo y con mayor potencial de desarrollo.

5. Bibliografía

- Al-Battashi HS, Annamalai N, Sivakumar N, Al-Bahry S, Tripathi BN, Nguyen QD, Gupta VK. 2019. Lignocellulosic biomass (LCB): a potential alternative biorefinery feedstock for polyhydroxyalkanoates production. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 18, 183–205.
- Cerda A, Artola A, Barrena R, Font X, Gea T, Sánchez A. 2019. Innovative Production of Bioproducts From Organic Waste Through Solid-State Fermentation. *Front. Sustain. Food Syst.* 3, 1–6.
- Chen HZ, Liu ZH. 2017. Enzymatic hydrolysis of lignocellulosic biomass from low to high solids loading. *Eng. Life Sci.* 17, 489–499.
- Dietrich K, Dumont MJ, Del Rio LF, Orsat V. 2019. Sustainable PHA production in integrated lignocellulose biorefineries. *N. Biotechnol.* 49,161–168.
- 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.
- Oliveira FC, Freire DMG, Castilho LR. 2004. Production of poly(3-hydroxybutyrate) by solid-state fermentation with *Ralstonia eutropha*. *Biotechnol*. *Lett*. 26, 1851–1855.
- Raza ZA, Abid S, Banat IM. 2018. Polyhydroxyalkanoates: Characteristics, production, recent developments and applications. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 126, 45–56.
- Sathiyanarayanan G, Kiran GS, Selvin J, Saibaba G. 2013. Optimization of polyhydroxybutyrate production by marine *Bacillus megaterium* MSBN04 under solid state culture. *Int. J. Biol. Macromol.* 60, 253–261.
- Sharma P, Bajaj BK. 2016. Economical production of poly-3-hydroxybutyrate by *bacillus cereus* under submerged and solid-state fermentation. *J. Mater. Environ. Sci.* 7, 1219–1228.

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, a través del proyecto CTM2016-81038-R.



EVALUACION DE LAS COMUNIDADES FÚNGICAS DE BIOMEZCLAS CON DIFERENTE COMPOSICIÓN UTILIZADAS EN SISTEMAS DE BIOPURIFICACION PARA ELIMINAR CONTAMINANTES EMERGENTES

Laura Delgado-Moreno, Inés Aguilar-Romero, Pieter van Dillewijn, <u>Rogelio Nogales</u>, Celia Cifuentes, Esperanza Romero

Estación Experimental del Zaidín, Agencia Estatal del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada rogelio.nogales @eez.csic.es

Resumen: El estudio recoge por primera vez la capacidad de adaptación y de resiliencia de la comunidades fúngicas expuestas a la contaminación simultánea con ibuprofeno, diclofenaco y triclosán en biomezclas de suelo con diferentes enmiendas orgánicas (alperujo, vermicompost de alperujo y vermicompot de estiércol de oveja) y con poda o paja como agente estructurante y sustrato para promover la actividad catabólica de las comunidades fúngicas. Las biomezclas con vermicompost y poda presentan una diversidad mayor de las comunidades fúngicas y son potencialmente las más eficaces para desarrollar sistemas de biorremediación para los contaminantes emergentes.

Palabras clave: vermicomposts, sistemas de biorremediación biobed, aguas contaminadas, hongos, diversidad

1. Introducción

Analgésicos, antiinflamatorios y desinfectantes como ibuprofeno, diclofenaco y triclosán son contaminantes emergentes (CEs) detectados frecuentemente en el agua debido a su alto consumo e incompleta eliminación durante el tratamiento de aguas residuales (Deblonde y col., 2011). Los CEs son tóxicos para los organismos acuáticos dado su potencial para bioacumularse (Miller y col., 2018). Recientemente se ha demostrado que los sistemas de biorremediación biobed (SBBs), constituidos por biomezclas activas de suelo y residuos agrícolas, pueden ser una alternativa para eliminar los CEs de las aguas contaminadas (Delgado-Moreno y col., 2019). Nuestro objetivo es conocer la estructura y diversidad de las comunidades fúngicas en diferentes biomezclas y los cambios que se producen tras la aplicación simultánea de estos compuestos. Información muy importante para conocer el funcionamiento y la resiliencia de los SBBs a los contaminantes (Castro-Gutiérrez y col., 2019) y que es desconocida para los CEs.

2. Materiales y métodos

Se prepararon 6 biomezclas utilizando un suelo agrícola (<4 mm) de textura francolimoarcillosa. El suelo (S) se mezcló en la relación 1:1:2, con diferentes enmiendas: alperujo fresco (A) de Romeroliva S.L., vermicompost de alperujo (V) o vermicompost de estiércol de oveja (M) de Manchaverde, S.L., y con dos agentes estructurantes, poda de olivar (P) o paja de cebada (Pj). Las biomezclas, SAP, SAPj, SVP, SVPj, SMP y SMPj, humectadas al 80 % de su capacidad de campo, se estabilizaron durante 50 días antes de proceder a montar los SBBs. Las propiedades de estas biomezclas determinadas mediante análisis normalizados se exponen en la tabla 1.

El diclofenaco, ibuprofeno y triclosan con una pureza >97%, fueron suministrados por Sigma–Aldrich (St. Louis, MO). Se preparó una solución estándar mezcla de los tres compuesto a 4 g L⁻¹ en acetona. El agua utilizada fue de calidad milliQ y los demás reactivos empleados de calidad para HPLC.



El estudio de los SBBs se realizó a escala microcosmos como describe Delgado-Moreno y col., 2019. Brevemente, cada biomezcla (20 g, peso seco) contaminada con la solución de los tres CEs a 20 µg g⁻¹, se colocó, por duplicado, en recipientes de cristal, se homogenizó y se incubó a 20°C tras humectarla al 75 % de sus capacidad de campo. A los 3, 10, 15, 21, 42 y 84 días tras su contaminación se tomaron muestras en duplicado de cada microcosmos (3 g, peso seco). Los CEs se extrajeron de las biomezclas usando el método QuEChERS y se analizaron por cromatografía líquida de alta resolución con detector de UV-Vis siguiendo la metodología descrita en Delgado-Moreno y col. (2019). Las recuperaciones obtenidas fueron 105-115%, 90-93% y 82-91% para ibuprofeno, diclofenaco y triclosán, respectivamente, dependiendo del tipo de biomezcla ensayada.

Las poblaciones fúngicas se analizaron antes de la contaminación de las biomezclas (tiempo previo, TP) y transcurridos 10 y 84 días de su contaminación. Brevemente, el ADN se extrajo a partir de 0.5 g de biomezcla de cada SBBs, empleando el kit de aislamiento Powersoil® DNA isolation kit (Mo Bio Laboratories, Inc. Carlsbad, CA, USA). Las muestras de ADN obtenidas se secuenciaron en el Research&TestingLaboratory (RTL Genomics Lubbock, Texas, USA), utilizando el equipo IlluminaMiseq y el IlluminaMiseqReagent kit v3, a una profundidad de 5000 lecturas por muestra. Se secuenció la región ITS (Internaltranscribedspacer), ITS3F (CATCGATGAAGAACGCAGC) ITS4R (TCCTCCGCTTATTGATATGC). У secuencias, limpias y acondicionadas se agruparon en unidades taxonómicas operativas (UTOs) utilizando el algoritmo UPARSE (Edgar 2013). Posteriormente, usando el algoritmo de alineación USEARCH se analizaron de nuevo frente a una base de datos de secuencias derivadas de la base de datos NCBI para asignar información taxonómica a cada UTO. Los índices de biodiversidad alfa se determinaron usando QIIME.

El análisis de la varianza de los datos experimentales y los análisis de regresión entre las variables se realizaron con el programa IBM SPSS® Statistics 26.

3. Resultados y discusión

3.1. Características de las biomezclas y degradación de los contaminantes emergentes.

Las biomezclas con alperujo, SAP y SAPj, tienen significativamente el mayor contenido en carbono total y carbón orgánico. SVPj presentó el mayor contenido en nitrógeno mientras que el menor contenido en carbono hidrosoluble (CHS) corresponde a SMP y SMPj. El contenido en lignina y celulosa es mayor en las biomezclas con poda que en las que tienen paja (Tabla 1).



Tabla 1. Propiedades químicas de las diferentes biomezclas ensayadas. SAP: suelo:alperujo:poda; SAPj: suelo:alperujo:paja; SVP: suelo:vermicompst de alperujo:poda; SVPj: suelo:vermicompst de alperujo:paja; SMP: suelo:vermicompost de estiércol: poda:

SMPj: suelo:vermicompost de estiercol:paja

	SAP	SAPj	SVP	SVPj	SMP	SMPj
рН	7.84a	8.30c	8.31c	8.17b	8.15b	8.12b
CT (g kg ⁻¹)	245d	220 c	173 b	180b	148a	154 ^a
CO (g kg ⁻¹)	212d	184d	120a	154c	122ab	140bc
NKT (g kg ⁻¹)	9c	8bc	8 b	10d	7a	9c
CHS (g kg ⁻¹)	11c	15d	6b	7b	3a	4a
Lign. (g kg ⁻¹)	92cd	57b	98d	70bc	94d	21a
Hemi. (g kg ⁻¹)	98ab	95ab	103ab	82a	138c	112b
Cel. (g kg ⁻¹)	122cd	72b	62ab	43a	136d	26c

CT: carbono total, CO: carbono orgánico, NKT: nitrógeno Kjeldahl total, Lign: lignina, Hemi: hemicelulosa, Cel: celulosa. Para cada parámetro, valores medios (n=3) seguidos de letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Transcurridos 10 días desde la contaminación de los SBBs con los CEs, excepto en la biomezcla SAP, se observó una rápida eliminación del ibuprofeno, especialmente en SVP y SVPj y una degradación más lenta de diclofenaco y triclosán (Fig. 1). En general, a los 10 días la cantidad remanente en las biomezclas con paja es significativamente inferior (p ≤0.034) a la determinada en las de poda. A 10 días, se encuentran correlaciones significativas entre las propiedades de las biomezclas (Tabla 1) y las cantidades remanentes de diclofenaco (DCF= 33,773 + 0,761*TC -12,153*TKN + 4,381*TEC - 9,434*AF; r= 0.956, p=0.000) y de triclosán (TCS = 31,333 + 0,432*Lign + 2,021*CHS; r=0.897, p=0.000).

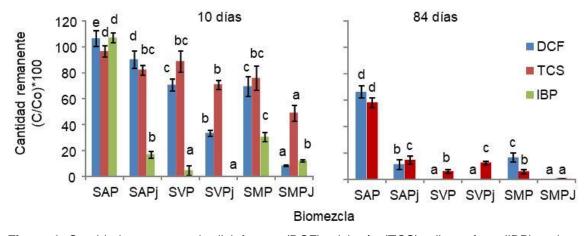


Figura 1. Cantidad remanente de diclofenaco (DCF), triclosán (TCS) e ibuprofeno (IBP) en las biomezclas trascurridos 10 y 84 días de incubación. Las letras indican diferencias significativas para cada compuesto en cada biomezcla.

El ibuprofeno por su carácter ácido e hidrófilo, se disocia al pH alcalino de las biomezclas, lo que dificulta su retención y favorece su degradación. El diclofenaco y triclosán, al ser más hidrófobos son más retenidos en las biomezclas con poda, lo cual puede contribuir en parte a minimizar sus efectos adversos sobre las comunidades fúngicas.

3.2. Estructura y composición de las comunidades fúngicas en las biomezclas

En las biomezclas se identificaron 4797 UTOs. Las curvas de rarefacción revelaron que las lecturas de secuencias realizadas (521558) fueron suficientes para conocer la biodiversidad de las comunidades fúngicas.



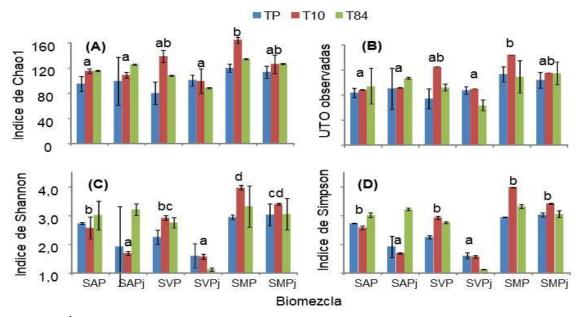


Figura 2. Índices de biodiversidad de Chao1 (A), unidades taxonómicas operativas (UTOs) observadas (B) e índices de Shannon (C) y Simpson (D) de las biomezclas sin contaminar (TP) o transcurridos 10 y 84 días desde su contaminación con Ibuprofeno, diclofenaco y triclosán. Las letras indican diferencias significativas entre las biomezclas a los diez días de la contaminación.

No se encontraron diferencias significativas entre los índices de biodiversidad alfa, ni entre las UTOs observados a TP y a los 10 días en las distintas biomezclas, excepto para SVP y SMP (Fig. 2). En estas biomezclas, tras 10 días de la contaminación con plaguicidas se observó un incremento en la riqueza y abundancia de especies (Fig. 2A y 2B) y en la diversidad de especies (Fig. 2C y 2D). En general, estos índices y las UTOs observadas a los 84 días, en las biomezclas tienen valores superiores o iguales al TP excepto para SVPj que es inferior.

El perfil de las comunidades fúngicas de las biomezclas sin contaminar (TP) es diferente al de las biomezclas contaminadas (Fig. 3). El filo más dominante es Ascomycota (71-96%), con la clase Sordiaromycetes, cuya abundancia relativa en las biomezclas con paja (SVPj:83% y SMPj:71%) fue mayor que en las de poda (SVP:64% y SMP:36%), observándose el efecto contrario para los Eurotiomycetes (SVP:30% y SMP:15% > SVPj-SMPj:0,2%). En SAP y SAPj dominan los Saccharomycetes (49-52%) seguidos de Sordiaromycetes (19-7%) y Eurotiomycetes (6-4%%). Los Dothideomycetes son más abundantes en SMP (19%), que en las biomezclas con paja (4-6%) y constituyen menos del 1% en SAP y SVP. La abundancia relativa del filo Basidiomycota no supera el 2%, excepto en SMP (26%) y SMPj (3,5%), donde la clase Tremellomycetes supone un 26 y 3%, respectivamente.



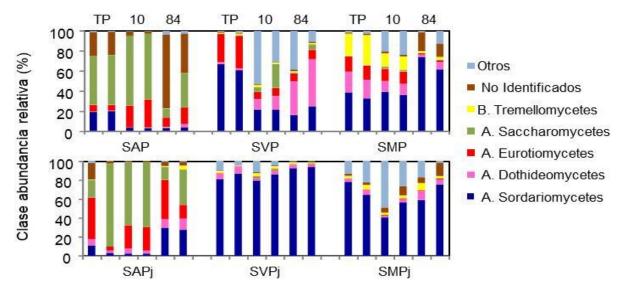


Figura 3. Estructura de las comunidades fúngicas de las biomezclas sin contaminar (TP) o transcurridos 10 y 84 días desde su contaminación con ibuprofeno, diclofenaco y triclosán.

En la biomezcla contaminada SAPj, la abundancia de Sordiaromycetes, Dothideomycetes, y Tremellomycetes disminuye a los 10 días, pero a los 84 días supera en más de 2 veces el valor observado a TP. Con los Saccharomycetes ocurre lo contrario. Esto indica una elevada capacidad de resiliencia de estas poblaciones frente a los CEs. En SVP y SMP, los Saccharomycetes a los 10 días aumentan, 97 y 19 veces, respectivamente, aunque a los 84 días es inferior al TP. En SVP, los Dothideomycetes, aunque su población en TP no es dominante, se incrementan 6 y 20 veces a los 10 y 84 días, respectivamente. De igual forma, la población de Tremellomycetes, en SVP y SVPj, a los 10 días es 1,4 y 2 veces respectivamente superior a la del TP y se restablece a los 84 días. Los Sordiaromycetes, más abundantes en las biomezclas con vermicomposts, presentan diferentes respuestas dependiendo de la presencia de otros componentes en esas biomezclas.

4. Conclusiones

Las biomezclas con vermicompost y poda presentan una diversidad mayor y son potencialmente las más eficaces para desarrollar sistemas de biorremediación. La población de Sordiaromycetes en SMP, o algunas menos abundantes como Tremellomycetes y Dothideomycetes en SVP, son las que presentan mayor capacidad de resistencia y resiliencia frente a los CEs.

5. Bibliografía

Castro-Gutiérrez V., Masís-Mora M., Carazo-Rojas E., Mora-López M., Rodríguez-Rodríguez C.E., 2019. Fungal and bacterial co-bioaugmentation of a pesticide-degrading biomixture: Pesticide removal and community structure variations during different treatments. *Water Air Soil Pollut*. 230, 247.

Deblonde T., Cossu-Leguille C., Philippe Hartemanna P., 2011.Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *Int. J. Hyg. Environ. Health*214, 442-448.

Delgado-Moreno L., Bazhari S., Nogales R., Romero E., 2019. Innovative application of biobed bioremediation systems to remove emerging contaminants: Adsorption, degradation and bioaccesibility. *Sci. Total Environ*. 651, 990-997.

Miller T.H., Bury N.R., Owen S.F., James I MacRae J.I., Barron L.P., 2018. A review of the pharmaceutical exposome in aquatic fauna. *Environ. Pollut.* 239, 129-146.



6. Agradecimientos

Estudio financiado por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad/Agencia Estatal de Investigación y fondos FEDER., proyecto CTM2017-86504-R.



ESTUDIO DE LA ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS ACTIVAS DURANTE EL COMPOSTAJE DE "ALPERUJO"

Germán Tortosa¹, Antonio J. Fernández-González¹, Ana V. Lasa¹, Elisabet Aranda^{2,3}, Fernando Torralbo⁴, Carmen González-Murua⁴, Manuel Fernández-López¹, Emilio Benítez⁵, Eulogio J. Bedmar¹

¹Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008, Granada, España.

²Instituto Universitario de Investigación del Agua. Universidad de Granada, Edificio Fray Luís, C/ Ramón y Cajal, 4. Granada, España.

³Departamento de Microbiología, Facultad de Farmacia, Universidad de Granada, Campus de Cartuja, s/n, 18071 Granada, España

⁴Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Barrio Sarriena s/n, 48940, Leioa, Bizkaia, España.

⁵Departamento de Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008, Granada, España.

Email: german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: La aplicación de técnicas moleculares al estudio de las comunidades microbianas que intervienen en el compostaje permite ampliar el conocimiento actual sobre su abundancia, diversidad y evolución durante el proceso. En este estudio se ha utilizado el compostaje de "alperujo" como sistema modelo para examinar la evolución de la abundancia y la diversidad de las comunidades bacterianas activas en las fases mesófila, termófila y de maduración del proceso. Para ello, en cada una de las fases se aisló RNA del compost que, posteriormente, se convirtió en cDNA que, a su vez, se empleó para analizar a) la abundancia bacteriana mediante PCR cuantitativa (qPCR) del gen 16S rRNAy b) la diversidad de las poblaciones bacterianas utilizando la tecnología MiSeq de Illumina, que se complementó con una asignación funcional mediante la aplicación FAPROTAX. Los resultados obtenidos confirman que la fase termófila es cuando tiene lugar un mayor desarrollo bacteriano, al presentar una abundancia estadísticamente superior a las otras dos fases analizadas. En cuanto a la diversidad, se observó un incremento generalizado en su riqueza y también, un comportamiento diferenciado de los principales géneros bacterianos identificados. Stenotrophomonas, Halotalea y Pseudomonas disminuyeron su abundancia relativa durante el proceso, mientras que Carnobacterium, Olivibacter, Flavobacterium, Rhodococcus y Sphingobacterium se incrementaron durante la fase termófila. Además, algunos solo lo hicieron en la maduración, como Luteimonas, Parapedobacter, Truepera y Planomicrobium, los cuales se correlacionaron estadísticamente con el proceso de humificación.

Palabras clave: "Alperujo", 16S rRNA, cDNA, qPCR, FAPROTAX

1. Introducción

El compostaje es un proceso biológico que sirve para el tratamiento de residuos orgánicos. Se caracteriza por la transformación de la materia orgánica que llevan a cabo los propios microorganismos presentes inicialmente en dichos sustratos (de Bertoldi y col. 1983). Por este motivo se considera esencial estudiar los cambios en las poblaciones microbianas al ser clave para la optimización del propio proceso.

En los últimos años, la aplicación de técnicas moleculares al estudio de las comunidades microbianas implicadas en el compostaje está ampliando de forma notoria el conocimiento sobre su abundancia, diversidad y evolución durante el proceso (Vivas y col., 2009; Tortosa y col. 2017, 2020; Jurado y col. 2020). La secuenciación masiva del DNA aporta información sobre la composición microbiana y



abundancia relativa de dichos microorganismos del compost, mientras que el estudio del RNA permite conocer las comunidades que están metabólicamente activas en cada momento del proceso (Meng y col. 2020).

En este trabajo se estudió la evolución de la abundancia y de la diversidad de las comunidades bacterianas activas implicadas en el compostaje de "alperujo" y su posible contribución en los principales procesos metabólicos durante dicho proceso, en especial la humificación.

2. Material y Métodos

2.1. Compostaje, muestreo y obtención de ácidos nucleicos (DNA, RNA y cDNA)

El proceso de compostaje de "alperujo" y la caracterización de los compost obtenidos se detalla en Tortosa y col. (2017). El "alperujo" se mezcló en proporciones iguales con un estiércol de oveja para formar dos pilas similares de forma trapezoidal de 10 t cada una. El proceso duró 23 semanas, de las cuales: la primera correspondió a la fase mesófila, las 15 siguientes a la fase termófila y el resto a la etapa de maduración. Los compost obtenidos presentaron valores de pH ligeramente básicos, con alto contenido en materia orgánica, de naturaleza lignocelulósica y parcialmente humificada.

El muestreo se realizó durante las fases mesófila (semana 1), termófila (semana 7) y maduración (semana 23), donde se recogió una cantidad lo suficientemente representativa para la extracción de DNA y RNA, el cual se retrotranscribió en cDNA, según se describe en Tortosa y col. (2020). Para la extracción del DNA se empleó el kit comercial PowerSoil[®] DNA Isolation (Qiagen) y para el RNA el kit RNA PowerSoil[®] Total RNA Isolation (Qiagen). El RNA obtenido se trató con DNAsa (DNase I, RNase free, Ambion, Life Technologies) y se retratranscribió a cDNA con el kit PrimeScript TM RT Reagent (Takara Bio Inc.). Tanto el DNA como el cDNA se cuantificaron con un fluorímetroQubit™ 4 Fluorometer (Invitrogen) y se conservaron a -20°C hasta la realización de los análisis posteriores.

2.2. PCR cuantitativa (qPCR)

La abundancia de las poblaciones bacterianas se determinó mediante qPCR del gen 16S rRNAsegún lo descrito en Castellano-Hijonosa y col. (2018). El DNA y el cDNA obtenidos se emplearon como moldes, los oligonucleótidos 341F (5'-CCTACGGGAGGCAGCAG -3') y 534-R (5'-ATTACCGCGGCTGCTGG -3') como cebadores y la iTaq Universal SYBR Green Supermix (Sigma Aldrich) como mezcla de reacción. El número de copias del gen se calculó mediante interpolación a una curva patrón construida con el DNA del gen 16S rRNA de *Pseudomonas putida* NCB 957, clonado en el plásmido pGEM-T Easy vector (Promega). Los datos se expresaron como número de copias del gen 16S rRNA por peso seco de compost (PSC, g-1).

2.3. Secuenciación y análisis bioinformático

La diversidad de las poblaciones bacterianas activas se analizó mediante la amplificación y secuenciación masiva de la región hipervariable V3-V4 del gen 16S rRNA en las muestras de cDNA mediante la tecnología de IlluminaMiSeq, según lo descrito por Takahashi y col. (2014). Las secuencias obtenidas se filtraron eliminando las de baja calidad y las posibles quimeras. La asignación taxonómica se realizó usando la base de datos de Ribosomal Database Project (RDP, release 11.5, http://pyro.cme.msu.edu) (Cole y col. 2014), con un nivel de confianza del 80%. Los índices de diversidad (riqueza observada, Chao1 y Simpson) se calcularon como se indica en Fernández-González y col. (2019) y la asignación funcional mediante la herramienta FAPROTAX (Louca y col. 2016).



3. Resultados y Discusión

La abundancia de la comunidad bacteriana se incrementó significativamente durante el proceso de compostaje (Figura 1). En la fase termófila, el número de copias del gen 16S rRNA alcanzó valores de 7,45 x 10^{10} ± 1,20 x 10^{10} PSC g^{-1} , un 25 % más que en la fase mesófila. Al finalizar el compostaje, esta abundancia se redujo hasta valores de 5,35 x 10^{10} ± 7,42 x 10^{9} PSC g^{-1} , significativamente superiores a los encontrados al inicio del proceso. Un comportamiento similar se observó en la abundancia de las bacterias activas (cDNA), con valores máximos de 1,07 x 10^{8} ± 2,30 x 10^{7} PSC g^{-1} en la fase más activa del proceso, la termófila, cinco veces superior al número de copias encontrado tanto al inicio como al final del compostaje.

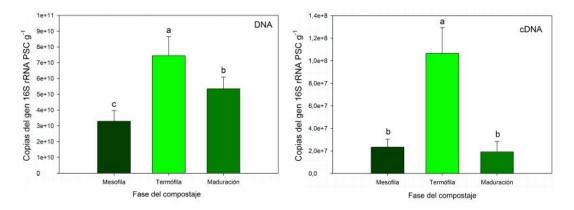


Figura 1. Número de copias del gen 16S rRNApresente en el DNA (izquierda) y en el cDNA (derecha) extraído del compost en las fases mesófila, termófila y de maduración expresado como peso seco (PSC). Para cada gráfica, las letras minúsculas diferentes entre cada fase del compostaje indican diferencias significativas según el test de Tukey-Kramer (*p*>0,05)

En cuanto a la diversidad, se observó un incremento generalizado con el avance del compostaje, tanto en la riqueza observada como en los índices de Chao1 y Simpson, siendo la fase de maduración la de mayor diversidad. Sobre su composición, los principales phyla de las tres fases fueron Proteobacteria, Firmicutes, Bacteroidetes y Actinobacteria, los cuales representaron más del 84 % del total de secuencias identificadas (Figura 2).

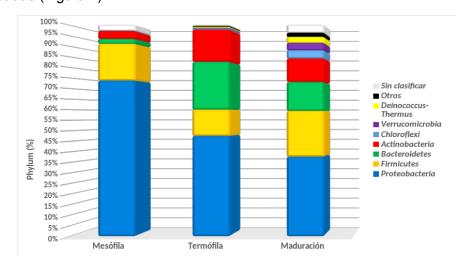


Figura 2. Abundancia relativa (%) de secuencias identificadas a nivel de phylum tras secuenciar el gen 16S rRNA presente en el cDNA extraído del compost en las fases mesófila, termófila y de maduración.



En cuanto a los géneros, se observó un comportamiento diferenciado a lo largo del proceso. Algunos de ellos como *Stenotrophomonas*, *Halotalea*, *Pseudomonas*, *AcinetobacteryPlanifilum* disminuyeron su abundancia relativa durante el proceso. Por otro lado, géneros como *Carnobacterium*, *Olivibacter*, *Flavobacterium*, *Rhodococcus* y *Sphingobacterium* solo se incrementaron relativamente en la fase termófila, y algunos solo lo hicieron en la maduración, como el caso de *Luteimonas*, *Parapedobacter*, *Truepera* y *Planomicrobium*.

La asignación funcional mediante la herramienta FAPROTAX mostró que algunos géneros como *Pseudomonas*, *Flavobacterium* y *Acinetobacter* podrían estar implicados en funciones metabólicas de quimiotrofía aeróbica y quimioheterotrofía, y que otros géneros como *Rhodoccocus*, en la degradación de compuestos hidrocarbonados alifáticos y aromáticos.

Finalmente, un estudio estadístico basado en la correlación de Pearson demostró que la presencia de algunos de los principales géneros identificados se relacionaron significativamente con la evolución de algunos parámetros relativos a la degradación de la materia orgánica, como el caso de *Luteimonas*, *Parapedobacter*, *Truepera* y *Planomicrobium*, lo que sugiere que podrían contribuir de forma notable al proceso de humificación.

4. Conclusiones

El análisis de la actividad y diversidad de las comunidades bacterianas activas confirmó que la fase termófila es la de mayor actividad bacteriana, y que algunos géneros específicos como *Luteimonas*, *Parapedobacter*, *Truepera* y *Planomicrobium*podrían contribuir de forma significativa al proceso de transformación de la materia orgánica, en especial la humificación.

5. Bibliografía

- deBertoldi M., Vallini G., Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *WasteManag. Res.* 1, 157-176.
- Castellano-Hinojosa, A., Maza-Márquez, P., Melero-Rubio, Y., González-López J., Rodelas, B., 2018. Linking nitrous oxide emissions to populations dynamic of nitrifying and denitrifying prokaryotes in four full-scale wastewater treatment plant. *Chemosphere*. 200, 57-66.
- Cole, J.R., Wang, Q., Cardenas, E., Fish, J., Chai, B., Farris, R.J., Kulam-Syed-Mohideen, A.S., McGarrell, D.M., Marsh, T., Garrity, G.M., Tiedje, J.M., 2009. The Ribosomal Database Project: improved alignments and new tools for rRNA analysis. *NucleicAcids Res.* 37, 141–145.
- Fernández-González, A., Villadas, P.J., Gómez-Lama, C., Valverde-Corredor, A., Belaj, A., Mercado-Blanco, J., Fernández-López, M. 2019. Defining the root endosphere and rhizosphere microbiomes from the World Olive Germplasm Collection. *Sci Rep.*, 9:20423.
- Jurado M.M., Camelo-Castillo A.J., Suárez-Estrella F., López M.J., López-González J.A., Estrella-González M.J., Síles-Castellano A.B., Moreno J. 2020. Integral approach using bacterial microbiome to stabilize municipal solid waste. *J. Environ. Manage.*, 265, 110528.
- Louca, S., Parfrey, L.W., Doebeli, M. 2016. Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome. *Science* 353, 1272–1277.
- Meng, Q., Han, Y., Zhu, H., Yang, W., Bello, A., Deng, L. Jiang, X., Wu, X., Sheng, S., Xu, Y., Xu, X. 2020. Differences in distribution of functional microorganism at DNA and cDNA levels in cow manure composting. *Ecotox. Environ. Safe.*, 191, 110161.
- Takahashi S, Tomita J, Nishioka K, Hisada T, Nishijima M. 2014. Development of a Prokaryotic Universal Primer for Simultaneous Analysis of Bacteria and Archaea Using Next Generation Sequencing. *PLoS ONE*, 2014, e105592. Vol. 9(8).



- 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
- Tortosa, G., Torralbo, F., Maza-Márquez, P., Aranda, E., Calvo C., González-Murua, C., Bedmar, E. 2020. Assessment of the diversity and abundance of the total and active fungal population and its correlation with humification during two-phase olive mill waste ("alperujo") composting. *Bioresour. Technol.*295, 122267.
- Vivas A., Moreno B., Garcia-Rodriguez S., Benitez E. 2009. Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste. *Bioresour. Technol.*, 100, 1319–1326.

6. Agradecimientos

Proyectos CTM2017-84332, AGL2017-84745-R (MINECO/AEI/FEDER, UE).



DESCIFRANDO EL MICROBIOMA BACTERIANO DE RESIDUOS MUNICIPALES SOMETIDOS A TRATAMIENTO DE ESTABILIDAD BIOLÓGICA: EN BUSCA DE LA SOSTENIBILIDAD PERDIDA

Macarena M. Jurado, Anny Johanna Camelo-Castillo, Francisca Suárez-Estrella, María J. López, Juan Antonio López-González, María J. Estrella-González, Ana B. Síles-Castellano, Joaquín Moreno.

Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, CIAIMBITAL, Universidad de Almería, 04120, Almería, España. mjr956@ual.es

Resumen: Este trabajo se centró en la caracterización del microbioma bacteriano de tres instalaciones dedicadas a la gestión de residuos sólidos municipales. Para ello, se llevó a cabo un análisis metagenómico intensivo, así como una batería de determinaciones fisicoquímicas que sirvió para realizar un seguimiento exhaustivo de los procesos. Los resultados revelaron problemas a la hora de alcanzar temperaturas termófilas adecuadas, lo cual fue decisivo para el desarrollo de algunos grupos bacterianos, como es el caso de Lactobacillus, el cual estuvo presente en los tres procesos estudiados. La biodiversidad taxonómica no siguió un patrón común, ni respecto a la abundancia ni a la riqueza, pero, en general, fue mayor durante la etapa bio-oxidativa. A pesar de las diferentes tendencias observadas, en términos de degradación, en el producto final se alcanzó un grado suficiente de bioestabilización de la materia orgánica. Los resultados ofrecen un nivel de detalle sin precedentes en lo que concierne a la estructura, dinámica y función de la comunidad bacteriana encontrada en los residuos sometidos a tratamiento biológico en circunstancias reales, sin el control que ofrecen las condiciones de laboratorio o las plantas piloto. Conociendo los microorganismos implicados en la biotransformación se pueden desarrollar procesos más eficientes, que permitan controlar las condiciones necesarias para su optimización, enfocados en el desarrollo sostenible de sistemas de gestión de residuos sólidos municipales.

Palabras clave: Compostaje; Microbioma bacteriano; Metagenómica; Residuos sólidos municipales.

1. Introducción

La adecuada gestión de los residuos municipales es un tema preocupante a nivel global, especialmente si se tiene en cuenta el potencial riesgo biológico que entrañan. La mera disposición de este tipo de residuos en vertedero supone una pérdida de grandes cantidades de recursos potenciales. De hecho, para su valorización normalmente se plantean alternativas como la digestión anaerobia y/o el compostaje, siendo este último el método de elección prioritario en la Unión Europea (Ley de Residuos, 2018). Sin embargo, no siempre es factible llevar a cabo un proceso óptimo a escala industrial, debido a la baja cualificación del personal o a la falta de recursos e instalaciones adecuadas. No obstante, la actividad de la microbiota autóctona, generalmente, permite alcanzar un nivel de biotransformación que resulta en la obtención de un producto suficientemente estabilizado, siendo las bacterias el grupo más influyente debido a su versatilidad metabólica. En este trabajo, se evaluaron las diferencias entre la composición fisicoquímica y microbiológica de tres instalaciones dedicadas al compostaje de residuos sólidos municipales, con el fin de establecer la relación entre los microorganismos y la estabilidad lograda en los productos finales, clave para conseguir una gestión efectiva de los procesos a gran escala.

2. Material y Métodos

Los procesos estudiados se llevaron a cabo en tres plantas de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), ubicadas en Almería (RSU1), Albox (RSU2) y Murcia (RSU3). Las muestras se recolectaron en 6 etapas críticas: materia prima



(MPR), fase mesófila (MES), fase termófila (TER), fase de enfriamiento (ENF), fase de maduración (MAD) y producto final (PRF). En cada etapa, se tomaron submuestras de nueve ubicaciones diferentes de la pila, cubriendo varias profundidades y superficies. Se mezclaron en cantidades iguales, para lograr una muestra homogénea y representativa que, posteriormente, fue dividida en tres partes para obtener réplicas analíticas. La caracterización fisicoquímica de las muestras consistió en la determinación del contenido de humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (DA), relación carbono/nitrógeno (C/N), materia orgánica (MO), carbono orgánico soluble (COS), carbono biomasa (CBIO), azúcares reductores (AR) y azúcares totales (AT), según aparece descrito en Jurado et al. (2020). Para el estudio metagenómico, la extracción de ADN y la secuenciación se llevó a cabo en AllGenetics&Biology SL (La Coruña, España).Los archivos FASTQ proporcionados se utilizando "QuantitativeInsightsintoMicrobialEcology" (QIIME) software. Se calcularon índices de diversidad (Simpson) y riqueza (Chao 1). Finalmente, los datos fisicoquímicos se sometieron a análisis estadístico, utilizando StatgraphicsCenturion XVII (StatPoint Inc., Virginia), mientras que el análisis del estudio metagenómico se realizó con el software estadístico R v2.15.2, con los paquetes Community Ecology (vegan), Euclidean Methods EnvironmentalSciences (ade4) y gplotspackages R (The R Foundation for Statistical Computing). Se utilizó el software Calypso versión 8.84 normalizado vía Cumulative Sum Scaling (CSS) para generar mapas de calor para las correlaciones de Spearman entre géneros bacterianos y parámetros fisicoquímicos.

3. Resultados y Discusión

Para evaluar la biotransformación de las materias primas, se analizó la evolución de azúcares totales (AT), azúcares reductores (AR), Carbono orgánico soluble (COS) y carbono biomasa (CBIO) (Figura 1). En general, la tendencia de los cuatro parámetros en todas las plantas fue similar, decreciente a lo largo del proceso, siendo razonable considerando que AT, AR y COS representan fuentes de carbono fácilmente disponibles, usadas por la mayoría de las especies microbianas asociadas al compostaje para su propio crecimiento. Por su parte, CBIO proporciona información sobre el grado de evolución de la biomasa microbiana durante el compostaje. La relación entre la disminución de la biomasa microbiana y de las fracciones carbonadas reveló la estabilización, aunque lenta e incompleta, de la materia orgánica (Villar y col., 2016), especialmente durante la fase de maduración.

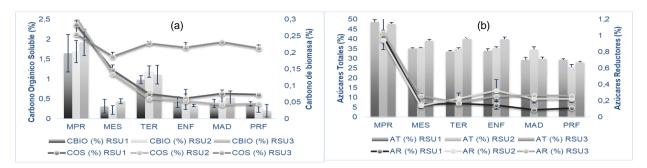


Figura 1. Evolución a lo largo del proceso de (a) Azúcares totales (AT) y azúcares reductores (AR), y (b) Carbono orgánico soluble (SOC) y carbono de biomasa (CBIO).

Los parámetros de control y seguimiento (Tabla 1) siguieron tendencias adecuadas dentro de los estándares legislativos, aunque no fueron valores estrictamente óptimos desde el punto de vista científico. De hecho, la fase termófila no alcanzó los valores recomendados, al menos 55 °C durante 3 días consecutivos (EPA, 2003). A pesar de



ello, la diversidad y riqueza fueron similares a otros procesos de compostaje. RSU1 y RSU2 se iniciaron con valores muy bajos de pH (Sundberg y col., 2004), sufriendo posteriormente importantes fluctuaciones. Ésto, que pudo deberse a la incorporación de material fresco a lo largo del proceso, pudo a su vez favorecer la presencia del género Lactobacillus, género muy valioso como marcador para identificar condiciones anaerobias en procesos de biotransformación aeróbica, como el compostaje (Song y col., 2018); dichas condiciones podrían ralentizar la degradación del material y dificultarían su higienización. No obstante, la mayoría de las bacterias del ácido láctico tienen la capacidad de producir compuestos antimicrobianos, lo que explicaría la baja proporción de otros géneros. Por otro lado, para comprobar la presencia de microorganismos enteropatógenos las secuencias se compararon específicamente con especies pertenecientes a los géneros Campylobacter, Escherichia, Salmonella, Shigella, Yersinia y Vibrio. No se encontraron secuencias asignadas a Campylobacter, Escherichiacoliy Shigella. Mientras que en RSU2 y RSU3 un bajo porcentaje (<1.3%) coincidió con Salmonella y Yersinia, en concreto, más del 10% con Salmonella entericasubsp. arizonae, pero principalmente en la etapa inicial, en las materias primas. Otros parámetros, como CE y DA, se encontraron dentro de lo normal, igual que el ajuste inicial de la relación C/N, cuyos valores finales, por el contrario, contribuyeron a confirmar que se trató de procesos inacabados.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos relacionados con el control y seguimiento de los procesos estudiados (tres plantas de Residuos Sólidos Urbanos: RSU1, RSU2 y RSU3) y evolución de los índices de diversidad (S) y riqueza (C).

Planta	Muestra	T (°C)	рН	CE (mS/cm)	DA (g/cm3)	Humedad %	C/N	MO (%)	С	S
RSU1	MPR	22	5,2 ± 0,0	3,8 ± 0,6	$0,1 \pm 0,0$	78,2 ± 4,7	28,5 ± 0,5	74,7 ± 0,1	181	0,32
	MES	22	$7,8 \pm 0,2$	3.8 ± 0.5	$0,1 \pm 0,0$	17,7 ± 4,2	20,2 ± 1,1	$66,3 \pm 2,0$	313	0,924
	TER	40	$8,4 \pm 0,0$	$3,1 \pm 0,8$	$0,1 \pm 0,0$	$36,7 \pm 6,0$	$14,0 \pm 0,4$	54,1 ± 1,8	290	0,966
	ENF	22	$8,1 \pm 0,3$	$5,6 \pm 0,3$	$0,1 \pm 0,0$	21,1 ± 8,6	15,8 ± 1,4	57,6 ± 1,3	331	0,971
	MAD	45	$8,6 \pm 0,0$	$6,4 \pm 0,3$	$0,1 \pm 0,0$	$13,0 \pm 0,3$	12,1 ± 0,2	51,9 ± 1,6	317	0,971
	PRF	22	$8,7 \pm 0,1$	$7,2 \pm 0,6$	$0,1 \pm 0,0$	$11,3 \pm 0,3$	$11,8 \pm 0,3$	$53,9 \pm 0,7$	327	0,969
RSU2	MPR	22	$3,9 \pm 0,2$	13,0 ± 0,4	0,1 ± 0,0	84,8 ± 0,2	28,0 ± 1,4	75,1 ± 0,6	318	0,978
	MES	22	$5,9 \pm 0,1$	$4,0 \pm 0,7$	$0,2 \pm 0,1$	$43,0 \pm 0,3$	$29,4 \pm 0,6$	70.8 ± 0.8	313	0,958
	TER	44	$5,5 \pm 0,1$	$6,0 \pm 0,3$	0.3 ± 0.0	$53,9 \pm 3,2$	$19,7 \pm 0,6$	$66,6 \pm 0,8$	350	0,925
	ENF	22	$7,9 \pm 0,2$	$2,7 \pm 0,3$	0.5 ± 0.0	$27,8 \pm 2,7$	$22,4 \pm 2,5$	$55,8 \pm 0,2$	398	0,975
	MAD	22	$8,1 \pm 0,1$	$5,9 \pm 0,7$	$0,4 \pm 0,0$	$8,8 \pm 1,0$	19,1 ± 0,4	52,2 ± 1,5	267	0,885
	PRF	22	$7,5 \pm 0,0$	$5,1 \pm 0,8$	$0,6 \pm 0,0$	$5,6 \pm 0,2$	$15,6 \pm 0,6$	$38,0 \pm 1,4$	316	0,951
RSU3	MPR	22	$7,2 \pm 0,0$	2,8 ± 0,1	0,2 ± 0,0	61,1 ± 5,2	20,1 ± 1,3	71,7 ± 0,9	388	0,986
	MES	22	$5,3 \pm 0,0$	$2,1 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,0$	$62,9 \pm 2,6$	$21,4 \pm 0,2$	65,1 ± 2,6	406	0,711
	TER	49	$5,6 \pm 0,0$	$2,3 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,0$	$53,3 \pm 3,8$	21,7 ± 1,0	$67,7 \pm 0,5$	270	0,47
	ENF	22	$5,9 \pm 0,0$	$3,2 \pm 0,5$	0.3 ± 0.0	$52,6 \pm 0,7$	$20,9 \pm 0,2$	$66,6 \pm 0,7$	257	0,869
	MAD	22	$5,8 \pm 0,0$	$3,1 \pm 0,2$	0.3 ± 0.0	$53,1 \pm 0,7$	$21,8 \pm 0,1$	$66,4 \pm 0,9$	314	0,878
	PRF	22	$6,0 \pm 0,0$	$2,7 \pm 0,3$	0.3 ± 0.0	$50,9 \pm 0,7$	$22,4 \pm 0,7$	63,7 ± 1,1	305	0,82

Abreviaturas: T: Temperatura; CE: Conductividad Eléctrica; DA: Densidad Aparente; C/N: relación Carbono/Nitrógeno; MO: Materia Orgánica; C: Chao 1; S: Simpson.

En la Figura 2, por un lado, aparece un grupo de microorganismos relacionados con valores bajos de pH y con la utilización de fracciones de carbono fácilmente asimilables. Esto se debe a que la rápida degradación de sustancias poco



recalcitrantes como azúcares, grasas y almidones se asocia a la aparición de subproductos ácidos intermedios. Por otro lado, el otro grupo bien definido de bacterias incluyó representantes halotolerantes, como *Salinimicrobium, Gracilibacillus* y *Halomonas*, relacionados con valores altos de pH y de CE, y porcentajes bajos de humedad. Dichos valores representan las condiciones idóneas para ese tipo de bacterias que, además, están asociadas con la degradación de polisacáridos y biopolímeros mediante la producción de enzimas (lipasas, proteasas, amilasas y celulasas) en procesos de compostaje.

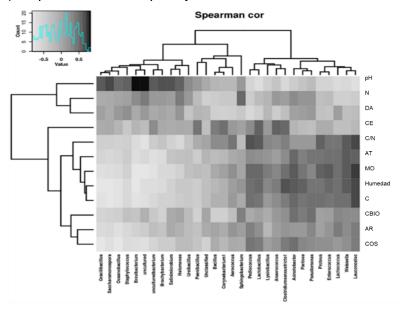


Figura 2. Correlaciones entre parámetros fisicoquímicos y composición bacteriana a nivel de género (Spearman). Las correlaciones positivas y negativas están representadas por sombras entre gris claro y gris oscuro, respectivamente. Los dendrogramas representan diferentes agrupamientos entre los diferentes parámetros fisicoquímicos medidos y los géneros bacterianos. Abreviaturas como en Tabla 1. Nombre de los géneros bacterianos que aparecen, de izquierda a derecha: Gracilibacillus, Saccharomonospora, Oceanobacillus, Staphylococcus, Brevibacterium, uncultured, unculturedbacterium, Brachybacterium, Salinimicrobium, Halomonas, Ureibacillus, Paenibacillus, unclassified, Bacillus, Corynebacterium1, Aerococcus, Sphingobacterium, Pediococcus, Lactobacillus, Lysinibacillus, Anaerococcus, Clostridiumsensustricto1, Acinetobacter, Pantoea, Pseudomonas, Proteus, Enterococcus, Lactococcus, Lactococcus, Lactococcus, Enterococcus, Lactococcus, Lact

4. Conclusiones

Aunque las instalaciones de compostaje a escala industrial no ajustan las condiciones óptimas ni controlan los procesos estrechamente durante los tratamientos de biodegradación de residuos, la vibrante comunidad microbiana presente en las mezclas iniciales juega un papel fundamental durante la biotransformación, por lo que, el microbioma logra corregir las deficiencias del material logrando un grado de estabilidad suficiente para los estándares establecidos en la legislación.

5. Bibliografía

EPA (Environmental Protection Agency, USA), 2003. Environmental regulations and technology. In: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA625-R-92-013.

Jurado, M.M., Camelo-Castillo, A.J., Suárez-Estrella, F., López, M.J., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Síles-Castellano, A.B., Moreno, J., 2020. Integral approach using bacterial microbiome to stabilize municipal solid waste. *J. Environ. Manage.* 265, 110528.



- Ley de Residuos, 2018. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council, of 30 May 2018, amending Directive 2008/98 on waste.
- Song, C., Zhang, Y., Xia, X., Qi, H., Li, M., Pan, H., Xi, B., 2018. Effect of inoculation with a microbial consortium that degrades organic acids on the composting efficiency of food waste. *Microb. Biotechnol.* 11, 1124-1136.
- Sundberg, C., Smårs, S., Jönsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. technol.* 95(2), 145-150.
- Villar, I., Alves, D., Garrido, J., Mato, S., 2016. Evolution of microbial dynamics during the maturation phase of the composting of different types of waste. *WasteManage*. 54, 83–92.

6. Agradecimientos

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



LA BIOFILTRACIÓN COMO MÉTODO EFICAZ DE ELIMINACIÓN DEL IMPACTO FOTOQUÍMICO Y ODORÍFERO GENERADO DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL

M. Carmen Gutiérrez, Javier Reyes, Manuel Toledo, José A. Siles M. Ángeles
Martín

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.

Resumen: La biofiltración es una de las técnicas biológicas más ampliamente utilizada en el tratamiento de emisiones gaseosas generadas en plantas de gestión de residuos sólidos urbanos. Dichas emisiones contienen, principalmente, compuestos orgánicos volátiles (COVs) responsables de la generación de olores desagradables y con elevada capacidad de generar ozono fotoquímico mediante su reacción con otros gases como los NOx. En este estudio se ha evaluado la eficacia de un biofiltro industrial en la eliminación de COVs generados en una planta industrial, durante el proceso de gestión y tratamiento de residuos, incluyendo compostaje cubierto y con distintos modos de aireación forzada. En función de la aireación, los COVs han sido cuantificados mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-TOFMS), siendo seleccionados un total de 95 compuestos pertenecientes a 12 familias de COVs, cuya capacidad de oxidación fotoquímica también ha sido determinada. La concentración de olor (ou_E/m³) se ha cuantificado mediante olfatometría dinámica, acorde a la normativa (UNE-EN-13725). La correlación entre ambos impactos, fotoquímico y oloroso, ha sido evaluada mediante análisis quimiométrico. Entre los resultados más relevantes, se ha demostrado la influencia de cada familia de COVs sobre cada impacto mediante Análisis de Componentes Principales (ACPs), siendo el 88% del total de la varianza explicada. Además, como novedad, la regresión multivariante ha permitido establecer correlaciones adecuadas (r ≥ 0,9726) entre la oxidación fotoquímica y el impacto oloroso.

Palabras clave: Biofiltro, compostaje, olfatometría dinámica, oxidación fotoquímica, compuestos orgánicos volátiles

1. Introducción

Actualmente, los sistemas de biofiltración están siendo cada vez más utilizados en plantas de gestión de residuos, con objeto de minimizar las emisiones de COVs generadas durante el tratamiento de residuos municipales, debido a las exigencias de la normativa vigente (Directiva 1999/13/EC). Los sistemas de biofiltración han ido evolucionando en cuanto a sus materiales estructurantes y a los microorganismos que los albergan, mejorando su eficacia en la eliminación de compuestos potencialmente contaminantes derivados del tratamiento de residuos orgánicos (Cheng y col., 2016).

Las emisiones odoríferas y fotoquímicas, con alta reactividad en la atmósfera estas últimas, suponen dos impactos muy relevantes asociados a la emisión de COVs al medio ambiente. Así, cobra especial interés evaluar la eficacia de sistemas de biofiltración en la eliminación de ambos impactos. Por ello, el objetivo de este estudio ha sido evaluar la eficacia de un biofiltro industrial en la eliminación de COVs generados en el tratamiento de residuos orgánicos municipales. Para ello, se ha realizado un seguimiento de las emisiones a la entrada y salida del mismo con el uso de dos técnicas complementarias: (1) GC-TOF MS para la identificación-cuantificación de COVs y su posterior estudio fotoquímico, y (2) olfatometría dinámica para determinar la concentración de olor.

Mediante un análisis estadístico, se han evaluado las posibles correlaciones entre la concentración de COVs y los impactos odorífero y fotoquímico,



2. Materiales y Métodos

2.1. Descripción de la planta de gestión de residuos y condiciones de muestreo

En este estudio, se ha evaluado la eficacia de eliminación de COVs, % cuantificado sobre la carga en kg/m³-año, de un biofiltro industrial situado en una planta de gestión de residuos de Barcelona. Esta planta tiene una capacidad de tratamiento de 285.000 ton/año de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU). Su compostaje se lleva a cabo en una nave con una capacidad de 108.990 m³ de la cual, entre el 15-20% es ocupada por el material compostable. La nave está dividida en seis zonas en las que se distribuye el material secuencialmente desde el menos maduro (zona 1) hasta el más maduro (zona 6).

La nave se encuentra aireada con aire generado en las diferentes actividades de la planta y recogido en un colector común (130.000 m³/h). Además, dispone de seis ventiladores de aspiración con regulación para que el todo el aire sea extraído de las dependencias. Posteriormente, el aire contaminado se hace pasar por cuatro scrubbers ácidos, donde se elimina el contenido en NH₃, que desembocan en un colector común. Finalmente, el aire es conducido al sistema de biofiltración a través de tres humidificadores similares. El biofiltro, relleno de poda de brezo, consiste en cuatro módulos de 600 m³ sujetos a una carga de 115 m³/h·m² cada uno, con un tiempo de retención de 32s, conectados a una chimenea, por la que sale un caudal aproximado de 271.891 m³/h.

Se han realizado cuatro muestreos durante un periodo de dos meses. Cada muestra ha sido tomada por triplicado hasta un total de 48 muestras. Las condiciones de aireación en cada uno de los cuatro muestreos han sido las siguientes: (1) Ventilación intermitente de todas las zonas de la nave de compostaje en función de las necesidades; (2) Aireación continua de la zona 1 sin aireación en el resto de las zonas; (3) aireación continua de la zona 6 sin aireación en el resto de las zonas y (4) sin aireación forzada del sistema.

La toma de muestra se ha llevado a cabo, simultáneamente, a la entrada del biofiltro y a la salida de la chimenea, acorde a la norma UNE-EN 13725 (2004). La velocidad y flujo volumétrico de las emisiones se han determinado acorde a la ISO 10780 (1994). Debido al elevado contenido en humedad de las muestras a la salida del biofiltro (> 98%), han sido diluidas con nitrógeno en el momento de la toma de muestra evitando posteriores condensaciones de agua. Las muestras han sido recogidas en bolsas de Nalophan (8L) y analizadas mediante GC-TOFMS para determinar su composición química y mediante olfatometría dinámica para determinar su concentración de olor (uo_E/m³). Previo al desarrollo de ambos análisis, se ha fijado la dilución de la muestra con nitrógeno analizando su concentración de oxígeno con un analizador de gases (Dräger modelo ARCE-0658).

2.2. Análisis químico, oxidación fotoquímica y análisis olfatométrico

Para llevar a cabo el análisis químico, se ha concentrado un volumen de muestra gaseosa en un tubo adsorbente utilizando una bomba manual (Easy-VOCTM). Los COVs retenidos en el tubo adsorbente han sido, posteriormente, desorbidos (ThermalDesorber, Markes International) y analizados en el GC-TOFMS, con ayuda de la base de datos NIST2011 y el software Target View (Almsco International). El análisis cuantitativo de cada compuesto se ha llevado a cabo con el uso de Tolueno-d8, como patrón interno. Este método ha permitido identificar un total de 14 familias de VOCs y más de 500 compuestos, de los cuales 12 familias y 95 compuestos han sido seleccionados para evaluar su impacto fotoquímico y odorífero. La eficacia de



eliminación de cada familia de COVs (RE_{COV}) del sistema de biofiltración ha sido cuantificada con la siguiente ecuación (1):

$$RE_{COV}(\%) = \frac{(COV_{entrada}) - (COV_{salida})}{COV_{entrada}} \cdot 100$$
 (1)

Para el cálculo del indicador de formación foto-oxidativa (POI), se ha utilizado el potencial de generación de ozono fotoquímico (POCP), que se define mediante la siguiente ecuación (2):

$$POCP(\%) = \frac{\Delta \ Ozono \ generado \ por \ COVs}{\Delta \ Ozono \ generado \ por \ etileno} \cdot 100 \qquad (2)$$

donde **POCP** es el potencial de generación de ozono fotoquímico de cada VOC (%).

En este sentido, POCP se expresa en kg C₂H₄eq/m³, ya que el etileno tiene una ruta de degradación bien definida y es uno de los COVs formadores de ozono fotoquímico más importantes (Guinée y col., 2002). Los valores de POCP se han calculado con el uso de la base de datos recogida en la bibliografía (Dewent y col., 1996, 2007; Altenstedt and Pleijel, 1998).

La concentración de olor (uo_E/m³) de las muestras se ha determinado mediante olfatometría dinámica, acorde a la norma UNE-EN 13725 (2004), con el uso de un olfatómetro dinámico modelo T08, basado en el método Si/No (OlfasenseGmbH). Con objeto de determinar el impacto odorífero, la velocidad de emisión de olor se ha calculado mediante la siguiente ecuación (3):

$$OER(uo_E/s) = CO(uo_E/m^3) \cdot Q(m_{STP}^3/s)$$
(3)

donde *OER* es la velocidad de emisión de olor (uo_E/s), *CO* es la concentración de olor (uo_E/m^3) y **Q** es el caudal de aire(m^3/s) a 0°C y 1 atm.

2.3. Análisis quimiométrico

El análisis quimiométrico ha consistido en un análisis de componentes principales (ACP) y una regresión multivariante. El ACP se ha utilizado con el objetivo de detectar patrones de comportamiento de las diferentes familias de COVs con respecto a los dos impactos evaluados en este estudio, odorífero y fotoquímico. Además, el análisis multivariante se ha utilizado para predecir la posible correlación entre las variables evaluadas. Esta función estadística permite predecir una variable dependiente a partir de variables independientes, siendo, en este caso, 11 familias de COVs. La variable dependiente se ha estimado de acuerdo con una combinación lineal de las distintas variables, obteniéndose el coeficiente de influencia de cada familia (a_i). A continuación, se ha determinado el porcentaje de influencia de cada familia de COVs en la predicción del impacto odorífero y fotoquímico.

3. Resultados y Discusión

3.1. Eficacia del biofiltro industrial en la eliminación de POCP y emisiones odoríferas

La toma de muestras gaseosas a la entrada y salida del biofiltro y su posterior análisis con CG-TOFMS, ha permitido determinar la eficacia de eliminación de POCP del biofiltro industrial. Dicha eficacia se ha evaluado considerando 95 compuestos pertenecientes a 12 familias de COVs y las diferentes condiciones de aireación empleadas en la nave de compostaje.



En términos generales, los muestreos 1 y 4 han resultado ser los más eficaces (53,9% y 53,0%, respectivamente), mientras que en los muestreos 2 y 3, la eficacia de eliminación de POCP ha sido menor (28,5% y 53,0%, respectivamente). Más concretamente, el POCP a la entrada y salida del biofiltro se alcanzan valores de 0,2039 kg C_2H_4 eq/ton y 0,0940 kg C_2H_4 eq/ton (Muestreo 1); 0,3684 kg C_2H_4 eq/ton y 0,2642 kg C_2H_4 eq/ton (Muestreo 2); 0,0863 kg C_2H_4 eq/ton y 0,0638 kg C_2H_4 eq/ton (Muestreo 3); 0,1677 kg C_2H_4 eq/ton y 0,0786 kg C_2H_4 eq/ton (Muestreo 4), respectivamente.

Estos resultados evidencian que en el muestreo 1 y 4, las condiciones de aireación son las más adecuadas para minimizar el impacto fotoquímico generado por las emisiones de VOCs a la atmósfera, teniendo en cuenta que se ha evaluado desde la perspectiva de minimizar impactos a la atmósfera y no desde la calidad del compost generado. Cabe destacar que las eficacias de eliminación de POCP en cada muestreo han estado en línea con la eliminación de COVs.

Tabla 1. Valores absolutos y eficacias de eliminación de concentraciones de olor en cada muestreo.

Muestreo	Concentración de olor a la entrada (uo _E /m³)	Concentración de olor a la salida (uo _E /m³)	Velocidad de entrada de olor (uo _E /año)	Velocidad de salida de olor (uo _E /año)	Eficacia de eliminación (%)
1	45.755	33.124	1,09 x 10 ¹⁴	7,89 x 10 ¹³	24,1
2	11.902	22.014	2,83 x 10 ¹³	5,24 x 10 ¹³	-88,8
3	15.447	20.306	$3,68 \times 10^{13}$	$4,84 \times 10^{13}$	-23,9
4	17.604	9.578	4,19 x 10 ¹³	2,28 x 10 ¹³	43,9

Adicionalmente, los resultados de eliminación de olor obtenidos pueden observarse en la Tabla 1. A modo de resumen, las condiciones de aireación del muestreo 1 se consideran las más adecuadas minimizando emisiones de olor y asegurando la aireación del material compostable.

3.2. Análisis estadístico: Análisis de componentes principales y análisis multivariante

Mediante ACP se ha evaluado la influencia de cada familia de COVs en el impacto fotoquímico y odorífero, a partir de la concentración de cada COV, POCP y de olor, determinados a la entrada y salida del sistema de biofiltración. Entre los resultados más destacables, la familia de terpenos es la más incidente en la generación de POCP, seguida de compuestos aromáticos y alcoholes, que son compuestos con elevada reactividad. El ACP ha permitido explicar el 80% del total de la varianza de los datos evaluados.

Tabla 2. Validación estadística del modelo de Regresión Multivariante

Valores predichos	Dato	Error cuadrático	Desviación	r
		medio		
Olor	Experimental	1790	0,15	0,997
	Calculado	1688	0,15	0,996
Oxidación	Experimental	2259	0,15	0,987
fotoquímica	Calculado	2645	0,15	0,999

Además, se ha realizado un análisis multivariante para evaluar la relación entre la reducción de la concentración de COVs y los impactos odorífero y fotoquímico. Los resultados obtenidos revelan que ambos impactos pueden ser predichos a partir de la concentración de COVs. Se ha obtenido correlaciones lineales entre la concentración de COVs experimental y estimada (r = 0.9726) y entre el POCP experimental y estimado (r = 0.9963), con un intervalo de confianza del 95%. Ambas correlaciones



han sido testadas mediante validación cruzada (Tabla 2). Finalmente, la Figura 1 muestra la distribución de cada familia de COVs en función de su influencia en cada uno de los impactos evaluados. Como puede observarse, las familias de aldehídos, cetonas, compuestos sulfurados, ésteres, ácidos, éteres y alcanos muestran una relación proporcional sobre ambos impactos, odorífero y fotoquímico. Sin embargo, las familias de terpenos y alcoholes situadas fuera del intervalo de error establecido (±30%), muestran una influencia ligeramente más marcada sobre el POCP. Finalmente, las familias de compuestos aromáticos y alifáticos se muestran altamente influyentes sobre el POCP, las cuales se caracterizan por tener un acentuado carácter reactivo hacia la formación de ozono fotoquímico.

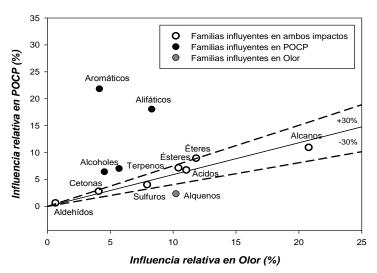


Figura 1. Influencia relativa de cada familia de COVs en POCP y en el impacto odorífero

4. Conclusiones

Las condiciones de aireación del proceso de aireación forzada del compostaje juegan un papel esencial para adecuar la eficacia del biofiltro en la minimización de las emisiones de COVs y los impactos odorífero y fotoquímico que generan. Se ha observado una adecuada correlación entre POCP y el impacto odorífero, siendo aldehídos, cetonas, alcanos, compuestos alifáticos, sulfurados, éteres y ésteres, las familias de COVs con porcentajes de influencia similares en ambos impactos.

5. Bibliografía

Cheng Y., He H., Yang C., Zengab G., Lia X., Chen H., Yu G., 2016. *Changelles and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds*. Biotecnol. Adv. 34, 03-318.

Derwent R.G., Jenkin M.E., Saunders, S.M., 1996. *Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions*. Atmos. Environ. Times 30, 181-199.

Derwent R.G., Jenkin M.E., Passant N.R., Pilling M.J., 2007. *Reactivity-based strategies for photochemical ozone control in Europe*. Environ Sci. Pol. 10, 445-453.

Guinée J.B., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards (Eco-Efficiency in Industry and Science). Luwer Academic Publishers, Dordrecht. Hardbound.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Economía y Competitividad la financiación recibida (CTM2017-88723-R).



POTENCIAL USO DE LAS MICROALGAS EN PROCESOS DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS CONTAMINADOS CON RESTOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA DEL OLIVAR

Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Mª José López, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González y Joaquín Moreno

Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería, atoribio@ual.es

Resumen: El efecto contaminante de los residuos procedentes de la industria del olivar supone un grave problema medioambiental, debido a las propiedades antibacterianas y fitotóxicas que se derivan del alto contenido en compuestos fenólicos, así como por su elevada carga orgánica. A pesar de que el compostaje se propone desde hace décadas como una alternativa eficaz a la hora de tratar este tipo de residuos, la propia naturaleza antimicrobiana de los mismos puede complicar en muchos casos el desarrollo óptimo del proceso, o la obtención de productos de calidad. Por tanto, es lógico pensar que la composición microbiana de los materiales utilizados para el compostaje de residuos procedentes de la industria del olivar, pueda verse significativamente afectada por la propia composición del residuo, lo que podría repercutir en el éxito o fracaso del proceso. En este sentido, entre los microorganismos considerados efectivos en la biotransformación de este tipo de residuos, algunas microalgas pertenecientes a los géneros *Chlorella, Scenedesmus, Chlamydomonas* o *Dunaliella*, han sido descritas como potencialmente útiles, al ser capaces de crecer en restos contaminados con alpechín, capacidad que podría ser utilizada para ser introducidas en procesos de compostaje destinados a la biotransformación de este tipo de residuos.

Con el objetivo de evaluar la diversidad microalgal en residuos contaminados con alpechín, se realizó la búsqueda de este grupo microbiano utilizando medios de cultivo específicos. Posteriormente, se llevó a cabo el aislamiento de los morfotipos mayoritarios y se procedió a su identificación mediante caracterización micro y macroscópica, así como molecular. Las cepas aisladas de forma mayoritaria se pudieron clasificar en 7 géneros distintos, entre ellos *Characiochloris, Tetradesmus, Muriellopsis* y *Chlamydomonas*. Una vez caracterizadas, se seleccionaron aquellas cepas capaces de crecer en presencia compuestos fenólicos. Dichas cepas podrían ser potencialmente útiles como "bioactivadores" de la biodegradabilidad en el compostaje de restos procedentes de la industria del olivar.

Palabras clave: Compuestos fenólicos, alpechín, compost, microalgas.

1. Introducción

El alpechín es un residuo líquido procedente de la extracción del aceite de oliva y es uno de los más complejos efluentes agroindustriales (Dermeche y col., 2013). Presenta un alto contenido en materia orgánica, así como numerosos nutrientes como magnesio y potasio, además de ácidos orgánicos, alcoholes, lípidos y polifenoles. El poder contaminante del alpechín ha sido atribuido fundamentalmente al contenido fenólico y de ácidos grasos, así como al efecto sinérgico de éstos con otros compuestos orgánicos e inorgánicos (Della-Greca y col., 2001), los cuales se han asociado con el carácter fitotóxico y con las propiedades antimicrobianas de este residuo.Entre las múltiples opciones propuestas para la biorremediación de suelos contaminados con alpechín, destacan las técnicas de landfarming o laboreo, el compostaje y el vermicompostaje (Martínez-Gallardo y col., 2019) y, más recientemente, la biorremediación con microalgas (Pinto y col., 2002; Lindner y Pleissner, 2019).

Las microalgas han sido utilizadas ampliamente en procesos de biorremediación con el fin de eliminar metales pesados y materia orgánica. Los componentes de su pared celular contribuyen a su capacidad para retener variados contaminantes ambientales presentes en masas de agua. Son además conocidas por tener un excelente potencial de bioabsorción. Su pared celular es rica en grupos



funcionales de tipo hidroxilo, carboxilo, sulfhidrilo, fosforilo y amino, los cuales pueden actuar como sitios de unión para metales, favoreciendo los procesos de bioabsorción (Arief y col., 2008).

En función de lo indicado anteriormente, el objetivo principal de este trabajo fue la búsqueda y selección de especies de microalgas que mostraran potencial para ser utilizadas en la biorremediación de residuos contaminados con alpechín. Para ello, se abordaron un conjunto de ensayos preliminares en los que se evaluó la capacidad de las mismas para degradar compuestos de naturaleza fenólica.

2. Material y Métodos

2.1. Recolección de muestras contaminadas con alpechín y aislamiento de microalgas en medios de cultivo selectivos. Identificación macro, microscópica y molecular

Con el objetivo de estudiar la idoneidad de diferentes medios de cultivo para el crecimiento de microalgas a partir de residuos contaminados con alpechín, se seleccionaron los medios definidos BG11 (Sigma-Aldrich 73816-250 mL) y Algae (Sigma-Aldrich 17124). Ambos se prepararon a dos pH distintos: 7 y 4,2. Tras el proceso de aislamiento de microalgas se obtuvieron 8 morfotipos coloniales mayoritarios. Además de la caracterización clásica, macro y microscópica, utilizando principalmente 3 claves descritas en bibliografía: Gómez y De Corral (2011) y Guamán y González (2016), se realizó una caracterización molecular mediante la amplificación y secuenciación de la región 18S del ARN ribosomal de las microalgas empleando los cebadores descritos en Bérard y col. (2005). Los amplicones ya purificados se secuenciaron y se compararon los fragmentos obtenidos con secuencias depositadas en bases de datos online del National Center for BiotechnologyInformation (NCBI) (www.ncbi.nlm.nih.gov/) y (https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi). Los resultados se contrastaron con la información taxonómica depositada en la base de datos Algaebase (http://www.algaebase.org/).

2.2. Determinación del potencial de las microalgas aisladas para degradar compuestos fenólicos

Para evaluar la capacidad de las cepas de la colección para crecer en presencia de compuestos fenólicos, se prepararon dos medios de cultivo:

2.2.1. Medio Algae con Tirosol (0.05%) y Medio Algae con Ácido Tánico (0.5%)

Preparación: 1 L de Medio Algae (Sigma-Aldrich 17124) se ajustó a pH 7, se añadió agar bacteriológico al 2% (PanreacApplichem 402302.1210) y se autoclavó 20 min a 121 °C. Tras enfriar, se incorporaron 5 mL de Tirosol (Sigma-Aldrich 188255; solución 100 g/L esterilizada por filtración) o bien, 100 mL de ácido Tánico (Sigma-Aldrich T-0125; solución 50 g/L esterilizada por filtración). Los medios se agitaron antes de ser trasferidos a placas.

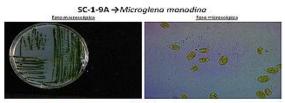
2.2.2. Preparación de los inóculos y siembra en medios de cultivo

Las cepas de microalgas aisladas en medio sólido fueron inoculadas en 25 mL de BG-11 líquido, en matraces de 100 mL, que se incubaron en fitotrón (Equitec) a 25 °C y 60% de humedad durante 15 días con un fotoperiodo de 16 h de luz y 8 h de oscuridad con una radiación luminosa de 700-1900 Lux. Transcurrido el tiempo de incubación, la mitad del inóculo se sometió a un proceso de sonicación (Sonicador Branson 150, Amplitud 40%, 3 min). A partir de cada inóculo, sonicado o no, se sembraron 20 µL en placas con medio Algae-Tirosol y Algae-Tánico, para realizar una evaluación cualitativa sobre ausencia o presencia de crecimiento de las microalgas en dichos medios a los 7, 14 y 21 días después de la siembra.



3. Resultados y Discusión

La comparación entre los distintos medios de cultivo empleados para el aislamiento de la colección de microalgas no reveló la existencia de diferencias significativas. No obstante, sí se observó que los recuentos fueron algo más bajos a pH ligeramente ácidos, hecho previamente detectado por Cortés y col. (2018). En las Figuras 1 y 2, se muestran imágenes del aislamiento de dos de los morfotipos mayoritarios aislados a partir de residuos contaminados con alpechín (vista macroscópica y microfotografía a 100X).



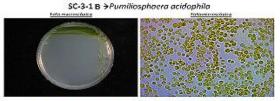


Figura 1. Identificación clásica: cepa SC-1-9A.

Figura 2. Identificación clásica: cepa SC-3-1B.

En la Tabla 1 se detalla la identificación molecular de las 8 cepas de microalgas aisladas de residuos contaminados de alpechín.

Muestra	Especie	% Identidad	Accesion no.
SC1-2A	Characiochlorisacuminata	94.17%	KT625418.1
SC1-3	Tetradesmusobliquus	99,72%	MK764914.1
SC1-6	Muriellopsissphaerica	100%	HQ834482.1
SC1-7	Chlamydomonasdebaryana	99,16%	MF678004.1
SC1-9A	Microglenamonadina	89,80%	MG022666.1
SC1-9B	Tetracystisvinatzeri	99,43%	KM020017.1
SC3-1A	Pumiliosphaeraacidophila	98,64%	LN610705.1
SC3-1B	Pumiliosphaeraacidophila	98,90%	LN610705.1

Tabla 1. Identificación molecular de la colección de cepas de microalgas hasta nivel de especie: porcentaje de identidad y número de acceso en BLAST.

La capacidad para biodegradar compuestos fenólicos por parte de algunos organismos fotosintéticos es conocida desde hace décadas Algunos autores apoyan que la utilización de estos organismos puede resultar más eficaz, económica y, en definitiva, sostenible, que otros tratamientos físico-químicos más costosos (Lindner y Pleissner, 2019). Los resultados derivados de este trabajo, revelaron la capacidad de algunas de las cepas ensayadas para utilizar el tirosol en los medios sintéticos enriquecidos con dicho compuesto. Las cepas más interesantes fueron la SC1-9A (Tetracystisvinatzeri), (Microglenamonadina), SC1-9B SC3-1B (Pumiliosphaeraacidophila) y SC1-7 (Chlamydomonasdebaryana). El crecimiento de estas cepas en los medios con tirosol después de 14 días de incubación, adquirió una tonalidad marrón-rojiza tal y como se muestra en la Figura 3. Dicho color fue más intenso cuando el inóculo utilizado procedía de los extractos de microalgas sin sonicar, así como en los medios incubados en oscuridad. De este hecho se intuye que el efecto biorremediador de la microalga podría verse afectado por el tratamiento de sonicación y la intensidad lumínica.

Hoy día, el compostaje se considera como una de las estrategias más eficaces en la biorremediación de suelos y residuos contaminados con alpechín (Martínez-Gallardo y col., 2019). Los datos obtenidos en este trabajo, aun siendo muy preliminares, sugieren que el tirosol, uno de los compuestos fenólicos presentes en el alpechín,



podría ser metabolizado por microalgas autóctonas de este tipo de residuos. Por tanto, de cara a investigaciones a corto-medio plazo, se abre la posibilidad de acelerar la descontaminación de este tipo de residuos, mediante el uso de estos microorganismos, como tratamiento adicional, previo o simultáneo, al proceso de compostaje.

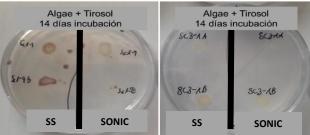


Figura 3. Crecimiento de las cepas sin sonicar (SS) y sonicadas (SONIC): SC1-9A (*Microglena monadina*), SC1-9B (*Tetracystis vinatzeri*) (izqda.), SC3-1B (*Pumiliosphaera acidophila*) (dcha), a los 14 días de incubación en medio Algae + Tirosol en oscuridad.

4. Conclusiones

La bioprospección de residuos contaminados con alpechín dio lugar al aislamiento de cepas de microalgas que se clasificaron en 7 géneros distintos. Entre ellas, destacaron aquellas identificadas como *Microglenamonadina*, *Tetracystisvitatzeri*, *PumiliosphaeraacidophilayChlamydomonasdebaryana* por su capacidad para utilizar el tirosol en medios sintéticos. Así, se propone utilizar el potencial biorremediador mostrado por estas cepas, como tratamiento adicional, previo o simultáneo, al proceso de compostaje de residuos contaminados con alpechín.

5. Bibliografía

- Arief V.O., Trilestari K., Sunarso J., Indraswati N., Ismadji S., 2008. Recent progress on biosorption of heavy metals from liquids using low cost biosorbents: Characterization, biosorption parameters and mechanism studies. *CLEAN*–*Soil*, *Air*, *Water*. 36, 937–962.
- Bérard A., Dorigo U., Humbert J.F., Martin-Laurent F., 2005. Microalgae community structure analysis based on 18S rDNA amplification from DNA extracted directly from soil as a potential soil bioindicator. *Agron. Sustain. Dev.* 25, 285-291.
- Cortés A.A., Sánchez-Fortún S., García M., Bartolomé M.C., 2018. Effects of pH on the growth rate exhibited of the wild-type and Cd-resistant *Dictyosphaeriumchlorelloides* strains. *Limnetica*. 37, 229-238.
- Della-Greca M., Monaco P., Pinto G., Pollio A., Previtera L., Temussi F., 2001. Phytotoxicity of low-molecular-weight phenols from olive mill waste waters. *B. Environ. Contam. Tox.* 67, 352–359.
- 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.
- Gómez S.C., De Corral A.Q., 2011. Catálogo de cianobacterias planctónicas potencialmente tóxicas de las aguas continentales españolas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Guamán M., González N., 2016. Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador. Corporación Para La Investigación Energética, 143.
- Lindner A.V., Pleissner D., 2019. Utilization of phenolic compounds by microalgae. *Algal Res.* 42, p. 101602.
- Martínez-Gallardo M.R., López M.J., Jurado M.M., Suárez-Estrella F., López-González J.A., Sáez J.A., Moral R., Moreno J., 2019. Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in



evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. *Sci. Total Environ*.135537.

Pinto G., Pollio A., Previtera L., Temussi F., 2002. Biodegradation of phenols by microalgae. *Biotechnol. Lett.* 24, 2047–2051.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto RETOS-Colaboración titulado "Producción de bioplaguicidas a partir de cianobacterias para su uso en agricultura (Alga4control)", subvencionado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (RTC20RTC2017-6444-2).



FUNCIONALIDAD METABÓLICA DE LA MICROBIOTA IMPLICADA EN LA DESCONTAMINACIÓN DE SEDIMENTOS DE ALPECHÍN MEDIANTE COMPOSTAJE

Maria R Martínez-Gallardo; 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, CIAIMBITAL, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, 04120, Almería, España. mmg113@ual.es

Resumen: El método más utilizado para gestionar el alpechín, residuo de la agroindustria del aceite de oliva, ha sido su acúmulo en balsas de evaporación. Debido a su alto contenido en compuestos fenólicos, este efluente presenta carácter tóxico y, por lo tanto, su disposición en balsas puede provocar contaminación de suelos y acuíferos. Por ello resulta necesario aplicar métodos de descontaminación, preferentemente biológica. El éxito de estas técnicas de biorremediación está estrechamente asociado a la actividad de la comunidad microbiana, por lo que el conocimiento de su funcionalidad metabólica puede aportar información interesante para el tratamiento de los sedimentos de alpechín. El objetivo del presente trabajo fue estudiar la eficacia biodescontaminadora del compostaje para la biorremediación de sedimentos de alpechín mediante el seguimiento de la funcionalidad de las poblaciones microbianas implicadas. El ensayo se desarrolló en una balsa de evaporación ubicada en Mora (Toledo). A los sedimentos de alpechín se incorporaron residuos orgánicos, obteniendo una mezcla que se dispuso en dos pilas. Una de las pilas fue inoculada con un consorcio microbiano previamente seleccionado por su capacidad biodegradadora del alpechín. Se tomaron muestras al inicio y cada dos meses para el análisis de la biodiversidad funcional y la ecotoxicidad. Los resultados mostraron que la incorporación de materia orgánica provocó un aumento de la biodiversidad funcional. El compostaje fue eficaz en la reducción de la ecotoxiciad presente en los sedimentos de alpechín y dicha eficacia fue mejorada por la bioaumentación. Este estudio es pionero en la biodescontaminación de sedimentos de alpechín y puede aportar información relevante para mejorar las técnicas de biorremediación en ambientes contaminados por compuestos recalcitrantes como alpechín y similares.

Palabras clave: Balsas de evaporación, Biorremediación, Biolog® EcoPlate™, Ecotoxicidad, Compuestos fenólicos.

1. Introducción

El alpechín es un residuo líquido generado en la extracción de aceite de oliva que presenta efectos fitotóxico y antimicrobiano debido, principalmente, a su alto contenido en compuestos fenólicos (Dermeche y col., 2013). El almacenamiento de este residuo en balsas para su evaporación natural constituyó una de las principales alternativas para su gestión en los años 80, cuando en la mayoría de las almazaras se empleaba el sistema de extracción a tres fases. Aunque la mayoría de estas balsas están actualmente en desuso, suponen un serio problema ambiental ya que, debido a la ausencia de impermeabilización y mal dimensionamiento, muchas de ellas siguen ocasionando graves repercusiones en suelos y acuíferos por la concentración de compuestos recalcitrantes y su lixiviación (Kavvadias y col., 2017). Varios métodos físicos, físico-químicos y biológicos han sido propuestos anteriormente para la eliminación de los componentes tóxicos del alpechín (Souilem y col., 2017), sin embargo, resultan excesivamente costosos, poco respetuosos con el medioambiente e inapropiados para el tratamiento de los sedimentos remanentes en las balsas de evaporación. Ante este escenario, surge la necesidad de implementar técnicas sostenibles y eco-amigables ambientalmente, entre las que destacan las estrategias de biorremediación in situ como el compostaje aplicado a los sedimentos en la propia balsa. Este proceso permite eliminar los compuestos recalcitrantes de los sedimentos de alpechín, a la vez que se obtiene un producto, el compost, útil como sustrato



orgánico (Martínez-Gallardo y col., 2020). La comunidad microbiana protagoniza un papel fundamental en el compostaje y las diversas etapas del mismo condicionan diferentes perfiles fisiológicos en dicha comunidad, la cual se va adaptando rápidamente a los cambios del entorno (Albrecht y col., 2010). Por lo tanto, el estudio de la biodiversidad funcional de la microbiota implicada en el compostaje de sedimentos de alpechín puede aportar información interesante sobre el desarrollo y eficacia de la técnica como estrategia de biorremediación de tales sustratos.

Por consiguiente, el objetivo del presente trabajo fue estudiar la eficacia del compostaje inoculado y no inoculado (bioaumentado) para la biodescontaminación de sedimentos de alpechín mediante el seguimiento de la funcionalidad de las poblaciones microbianas implicadas y la ecotoxicidad.

2. Material y Métodos

2.1. Preparación del área de estudio

El estudio se desarrolló en una balsa de evaporación de alpechín situada en Mora (Toledo). Para ello, se extrajo el sedimento contenido en la balsa y se construyeron dos parcelas delimitadas de 7,5 m x 7,5 m donde irían ubicadas las pilas de compostaje. El sedimento de alpechín extraído previamente se mezcló *in situ* con residuos orgánicos frescos, en las siguientes proporciones en volumen 2,4:1,9:0,4:4,3 de sedimento de alpechín: compost agotado de setas: gallinaza: excrementos de conejo, para la elaboración de la mezcla inicial de las pilas de compostaje.

2.2. Desarrollo de las estrategias

En cada parcela se incorporó la mezcla indicada previamente formando pilas trapezoidales de 7,5 x 3,75 x 1,5 m para el desarrollo del proceso de compostaje. Una de las pilas fue inoculada con los hongos *Aspergillus ochraceus H2* y *Scedosporiumapiospermum H16* aislados en un estudio previo a partir de los sedimentos de alpechín (Martínez-Gallardo y col., 2019). La inoculación se llevó a cabo capa por capa durante la constitución de la pila mediante riego aplicando un total de 40 L de una suspensión de biomasa de los dos hongos con una carga de inóculo de 7 x 10⁷ UFC/m³. Durante el compostaje se incorporó agua mediante riego para mantener la humedad sobre 50-60%. Las pilas fueron volteadas durante la fase bioxidativa de acuerdo con el perfil térmico que duró 120 días aproximadamente. El proceso se extendió durante un total de 204 días.

2.3. Muestreo y medidas analíticas

Para establecer el estado inicial del sedimento de alpechín, se obtuvo una muestra compuesta recogida de 18 puntos de la balsa en la que se realizó el experimento. En las pilas de compostaje se realizaron muestreos de la mezcla inicial y cada dos meses, obteniendo muestras compuestas de 5 puntos diferentes de cada pila. En todas las muestras se determinó la biodiversidad funcional y la ecotoxicidad. Para el análisis de la biodiversidad funcional se emplearon microplacas Biolog® EcoPlate™ (Biolog, USA) de acuerdo con el protocolo descrito por Feigl y col. 2017. Los resultados se expresaron mediante el índice de Shannon (H´) y el promedio de desarrollo de color de los pocillos de cada grupo de sustrato (SAWCD). El análisis de la ecotoxicidad, basado en la inhibición de fluorescencia de *Allivibriofischeri*, se llevó a cabo según el protocolo de Blaha y col. (2010). Los resultados se expresaron como unidades de toxicidad (UTs) de acuerdo con la fórmula UT=[1/(EC50)] × 100, donde EC50 es la concentración de la muestra que causa una reducción de la bioluminiscencia del 50%.



3. Resultados y Discusión

La evolución de la ecotoxicidad y la biodiversidad funcional en las pilas de compostaje de sedimentos de alpechín inoculadas y no inoculadas se muestran en la Figura 1. La ecotoxicidad descendió significativamente en las dos pilas, siendo menor el valor de ecotoxicidad alcanzado en el material final de la pila inoculada (UT=2.6±0.1) que en el correspondiente a la no inoculada (UT=3.1±0.1). La biodiversidad funcional (H´) también disminuyó durante el proceso de compostaje de forma similar en las dos pilas, alcanzando valores finales en los dos compost en torno a 3.1. Esto puede ser debido al agotamiento de nutrientes y a la humificación y estabilización del material (Albrecht y col., 2010). Cabe destacar, sin embargo, que con respecto al material inicial sin tratamiento, la biodiversidad funcional aumentó en un 18 % en la pila inoculada, y en la no inoculada un 14 %. La reducción de la ecotoxicidad respecto a los valores del material sin tratamiento siguió el mismo patrón, siendo mayor en la pila inoculada, con un 89%, que en la no inoculada, con un 86%.

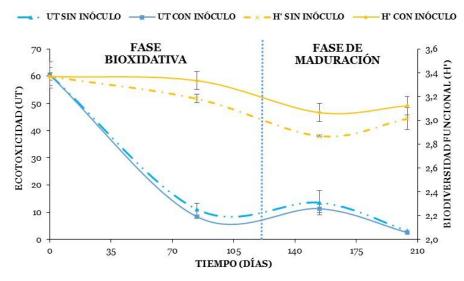


Figura 1. Evolución de la ecotoxicidad (UT) y la biodiversidad funcional (Índice de Shannon -H') en las pilas de compostaje de sedimentos de alpechín inoculadas y no inoculadas. Valores medios de tres repeticiones. Las barras de error indican desviación estándar.

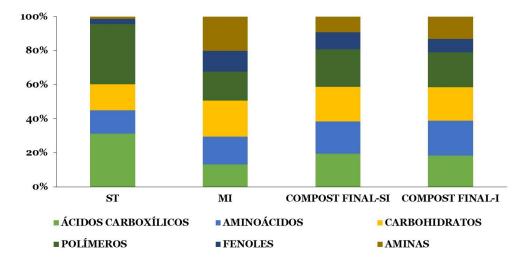


Figura 2. Abundancia relativa de sustratos específicos metabolizables por la comunidad microbiana asociada a los sedimentos de alpechín sin tratamiento (ST), mezcla inicial de compostaje (MI) y el compost final obtenido en las pilas con (I) y sin inoculación (SI).



En la Figura 2 se muestran los resultados del perfil metabólico, expresado mediante el SAWCD para grupos de sustratos específicos, en el sedimento de alpechín sin tratamiento, la mezcla inicial y el compost final de las pilas inoculadas y no inoculadas. La incorporación de la materia orgánica fresca provocó cambios en la funcionalidad de la comunidad microbiana como consecuencia de la adaptación del perfil fisiológico a la nueva situación ambiental, favoreciendo así la actividad biorremediadora de los microorganismos autóctonos (Ros y col., 2014). El compost final de las dos pilas presentó un perfil metabólico equilibrado como resultado de su estabilización, en la que todas las actividades estuvieron presentes en similar proporción. Además, se detectó una mayor reducción de la actividad asociada a la degradación de compuestos fenólicos en la comunidad microbiana presente en el compost final inoculado coincidiendo con la mayor reducción de la ecotoxicidad en dicha pila. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Teng y col. (2010) quienes afirman que la bioaumentación favorece la biorremediación de suelos contaminados y la restauración de la funcionalidad de la comunidad microbiana.

4. Conclusiones

El compostaje es una estrategia eficaz en la descontaminación de los sedimentos de alpechín almacenados en balsas de evaporación, puesto que la materia orgánica requerida en el proceso estimula la actividad metabólica de la comunidad microbiana presente y, como consecuencia de dicha actividad, se reduce la ecotoxicidad. La bioaumentación mejora la eficacia biorremediadora del compostaje favoreciendo el perfil fisiológico sobre compuestos fenólicos y por consiguiente, acelerando la eliminación de la ecotoxicidad.

5. Bibliografía

- Albrecht, R., Périssol, C., Ruaudel, F., Le Petit, J., Terrom, G., 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Manage*. 30(5), 764-770.
- Bláha, L., Hilscherová, K., Čáp, T., Klánová, J., Machát, J., Zeman, J., Holoubek, I., 2010. Kinetic bacterial bioluminescence assay for contact sediment toxicity testing: relationships with the matrix composition and contamination. Environ. Toxicol. Chem. 29(3), 507-514.
- 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.
- Feigl, V., Ujaczki, É., Vaszita, E., Molnár, M., 2017. Influence of red mud on soil microbial communities: Application and comprehensive evaluation of the BiologEcoPlate approach as a tool in soil microbiological studies. Sci. TotalEnviron. 595, 903-911.
- Kavvadias, V., Elaiopoulos, K., Theocharopoulos, S., Soupios, P., 2017. Fate of Potential Contaminants Due to Disposal of Olive Mill Wastewaters in Unprotected Evaporation Ponds. B. Environ. Contam. Tox. 98(3), 323-330.
- Martínez-Gallardo, M.R., López, M.J., Jurado, M.M., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Sáez, J. A., Moral, R., Moreno, J., 2020. Bioremediation of Olive Mill Wastewater sediments in evaporation ponds through *in situ* composting assisted by bioaugmentation. Sci. TotalEnviron. 703, 135537.
- Ros, M., Rodríguez, I., García, C., Hernández, M.T., 2014. Bacterial community in semiarid hydrocarbon contaminated soils treated by aeration and organic amendments. Int. Biodeter. Biodegr. 94, 200-206.
- Souilem, S., El-Abbassi, A., Kiai, H., Hafidi, A., Sayadi, S., Galanakis, C.M., 2017. Olive oil production sector: environmental effects and sustainability challenges. En: Galanakis, C.M.



(Eds.) Olive mill waste: recent advances for sustainable management. Ed. Academic Press, pp. 1-28.

Teng, Y., Luo, Y., Sun, M., Liu, Z., Li, Z., Christie, P., 2010. Effect of bioaugmentation by Paracoccus sp. strain HPD-2 on the soil microbial community and removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from an aged contaminated soil. Bioresour. Technol. 101(10), 3437-3443.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado mediante el proyecto LIFE+REGROW (LIFE16ENV/ES/000331) "Reclamation of olive oilwasteabandonedlagoonsusing biorecoveringstrategies in a circular economy".



APROVECHAMIENTO DE FRACCIONES ORGÁNICAS RESIDUALES GENERADAS EN UNA BIORREFINERÍA PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST Y DERIVADOS

<u>Maria J López</u>, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M Jurado, Juan A López-González, Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, CIAMBITAL, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, 04120, Almería, España. mllopez@ual.es

Resumen: La pérdida de alimentos en los hogares, la industria alimentaria, los restaurantes y la cadena de distribución, sin considerar la producción en campo durante la cosecha o el cultivo, causa pérdidas económicas significativas y muchos problemas ambientales. Actualmente, estos desechos se valorizan solo parcialmente y representan una amenaza para la economía global y el medio ambiente. En este trabajo se describe un modelo de biorrefinería que procesa restos de cultivo y procesado de tomate y cereales para la obtención de cutina, ácido ferúlico y biogás, y que incluye la obtención de compost y derivados como estrategia para el aprovechamiento integral de los residuos procesados. En dicha planta se integró un módulo de compostaje y se analizaron los flujos orgánicos generados durante la extracción en cascada de los mencionados productos. De acuerdo con la composición de los mismos se realizó una valoración de su utilidad como sustratos para compostaje en la misma planta. Adicionalmente, para aportar valor añadido al compost obtenido y diversificar aún más los productos generados en la planta, a partir del compost generado se obtuvieron dos nuevos productos: un fertilizante líquido (hidrocompost) y compost inoculado con microorganismos promotores del crecimiento vegetal. Este modelo es uno de los mejores ejemplos de economía circular e industria sostenible.

Palabras clave: hidrocompost, hidrólisis alcalina, PGPMs, biofertilizante, biopesticida

1. Introducción

En la Unión europea se generan alrededor de 90 millones de toneladas de restos de alimentos, la mayoría de los cuales (72%) procede de los sectores domésticos y de procesado de alimentos (Stenmark et al., 2016). Además de las pérdidas económicas inherentes al desperdicio de recursos, la disposición inadecuada de los mismos provoca impactos ambientales negativos. Actualmente, estos desechos se valorizan solo parcialmente para la producción de biocombustibles, incorporación en suelos, transformados o no mediante compostaje, o para alimentación animal (González-García y col., 2019). Se han identificado muchos biocompuestos de alto valor que se pueden obtener a partir de estos desechos y se han propuesto varios modelos de biorrefinería para su recuperación (Fritsch y col., 2017). Las biorrefinerías se basan en cuatro principios, sostenibilidad, cascada, uso de recursos no alimentarios y huella de carbono neutral. La tendencia en este nuevo modelo bioindustrial es el uso de residuos orgánicos para obtener múltiples materiales y compuestos con alto valor añadido, así como energía y biocombustibles. Aunque el uso tradicional de los residuos agroalimentarios para la producción de compost se considera un proceso de bajo valor debido al escaso beneficio económico derivado del compost, 0-9 € / t (Evans y Wilkie, 2010), si el compostaje se combina con la recuperación de los flujos residuales derivados de los procesos de extracción y conversión en cascada para la producción de compuestos de valor añadido, constituirá una forma eficaz y sostenible de devolver los nutrientes al sector agrícola, así como de reciclar y aprovechar dichos residuos de forma integral. Por lo tanto, el compostaje de las fracciones orgánicas que se generan en los diferentes procesos de tratamiento y extracción puede considerarse un elemento clave para aprovechar al máximo todos los flujos de biorrefinería y reciclar la materia orgánica en los nuevos ciclos de cultivo (Figura 1).



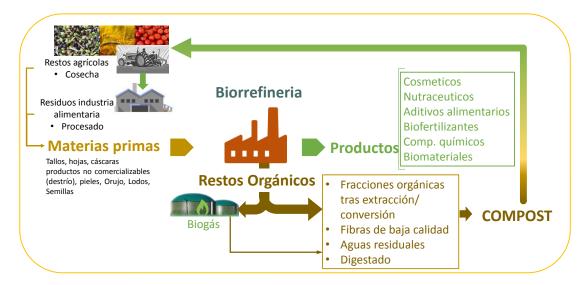


Figura 1. Integración del compostaje en la biorrefinería: uso completo de flujos orgánicos.

En este trabajo se describe un modelo de biorrefinería que procesa restos de cultivo y procesado de tomate y cereales para la obtención de cutina, ácido ferúlico y biogás, y que incluye la obtención de compost y derivados como estrategia para el aprovechamiento integral de los residuos procesados.

2. Material y Métodos

La biorrefinería está ubicada en Italia (AziendaAgricola Chiesa Virginio, Mantua) y emplea restos de cultivo y procesado de tomate y cereales para la obtención de cutina, licopeno, ácido ferúlico, biogás y compost. En dicha planta se identificaron los flujos orgánicos generados durante la extracción en cascada de los mencionados productos, en los cuales se analizaron pH, humedad, conductividad eléctrica, materia orgánica (pérdida de peso por ignición a 550 °C durante 3,5 h) y contenido en C y N mediante análisis elemental (LecoTruSpec C-N).

Para la producción de compost se emplearon plantas de tomate trituradas, tomates de destrío y paja de maíz en proporción 0,2:0,5:0,3, respectivamente, para dar una relación C/N de 25. Con dicha mezcla se constituyeron pilas de 1000 kg de material con unas dimensiones aproximadas de 1,5 m alto x 2 m de ancho x 2 m largo. La humedad se ajustó al 50%. Durante el compostaje se realizaron volteos cada 15 días y se monitorizó la temperatura.

Parte del compost final se empleó para la producción de hidrocompost mediante hidrólisis alcalina, de acuerdo con la metodología propuesta por Moreno y col. (2016). En el hidrocompost obtenido, así como en las fracciones generadas durante su extracción, se analizaron las sustancias húmicas (Ciavatta y col., 1991) empleando un analizador TOC – VCSN (Shimadzu Co.). Se realizaron tres extracciones en las que varió el nivel de madurez del compost empleado para la hidrólisis.

El compost fue adicionado con microorganismos promotores del crecimiento vegetal (PGPMs). En las cepas a incorporar se analizó la actividad biopesticida de acuerdo con la metodología descrita por Suárez-Estrella y col. (2013), fitoestimulante mediante ensayo de germinación según Zucconi y col. (1981) y biofertilizante (Suárez-Estrella y col., 2019).

3. Resultados y Discusión

Se identificaron cuatro flujos orgánicos residuales en los procesos extractivos efectuados en la biorrefinería. Un flujo correspondió a la extracción de ácido ferúlico a



partir de salvado de trigo (S-Fer) y tres al proceso extractivo de la cutina a partir de tomate: Semillas y pieles de tomate (S-Tom), Sólidos residuales de la extracción alcalina de cutina a partir de pieles de tomate (Sal-Cut) y Sólidos residuales de la extracción ácida de cutina a partir de pieles de tomate (Sac-Cut). En la Tabla 1 se muestran los resultados de los análisis efectuados en dichas fracciones. En general, los flujos orgánicos presentan unas características idóneas para su compostaje mediante su mezcla con otros materiales que permitan balancear nutrientes y propiedades físico-químicas. Los flujos Sal-cut y Sac-cut tienen unos niveles de pH y conductividad eléctrica que pueden ser críticos a la hora de valorar su aprovechamiento mediante compostaje.

Tabla 1. Análisis de flujos orgánicos residuales

Flujos orgánicos	рН	Humedad (%)	Conductividad (mS/cm)	Materia orgánica (%)	C (%)	N (%)
S-Fer	7,6b	69,5a	6,4a	66,3c	30,3b	0,60a
S-Tom	4,5a	68,9a	4,1a	95,8d	57,3c	2,61b
Sal-Cut	13,0c	97,1b	37,0b	54,4b	38,1b	0,61a
Sac-Cut	5,2a	95,8b	49,2c	19,2a	9,9a	0,64a

Sólidos residuales de la extracción de ácido ferúlico a partir de salvado de trigo (S-Fer), Semillas y pieles de tomate (S-Tom), Sólidos residuales de la extracción alcalina de cutina a partir de pieles de tomate (Sal-Cut) y Sólidos residuales de la extracción ácida de cutina a partir de pieles de tomate (Sac-Cut). Valores medios (n=3) con letras distintas denotan diferencias significativas (p<0,05) según test LSD Fisher.

En el proceso de compostaje, la fase bio-oxidativa se prolongó durante 50 días alcanzándose temperaturas superiores a 70 °C, que se mantuvieron durante más de 3 días, con lo que se garantizó el cumplimiento de los requisitos establecidos para asegurar la higienización de los materiales (Regulación EU 2019/1009). El material obtenido tras 90 días de tratamiento presentó unos niveles de maduración suficiente y unas características generales que se ajustan a los niveles señalados por la legislación vigente para compost (Real Decreto 999/2017).

A partir del compost producido se realizaron tres tratamientos de hidrólisis para la obtención de hidrocompost, en los que variaron los niveles de madurez del compost empleado (2, 3 y 12 meses de compostaje). En la Figura 2 se muestran los resultados relativos al rendimiento de la extracción de sustancias húmicas y el contenido en sustancias húmicas del producto final. Los rendimientos de extracción y la riqueza en sustancias húmicas del hidrocompost fueron muy bajos cuando se empleó el compost generado tras el término de la fase bio-oxidativa (2 meses). Sin embargo, mediante el empleo de compost maduro (3 meses) y, preferentemente, compost con prolongado tiempo de maduración (12 meses) se obtuvieron hidrolizados líquidos ricos en sustancias húmicas, cuyo contenido se acerca a los productos de este tipo actualmente comercializados y que proceden de fuentes no renovables (ej. Leonardita).



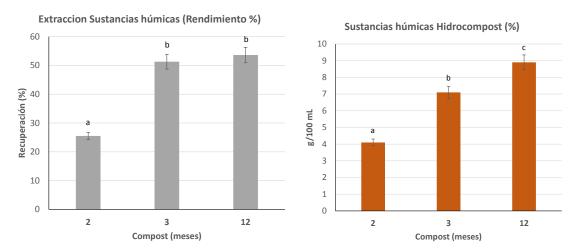


Figura 2. Producción de hidrocompost, rendimiento del proceso extractivo y contenido en sustancias húmicas del producto final. Las barras de error representan la desviación estándar (n=3). Letras distintas denotan diferencias significativas (p<0,05) según test LSD Fisher.

Adicionalmente, para aportar valor añadido al compost obtenido y diversificar aún más los productos generados en la planta, a partir del compost generado se obtuvieron compost con actividad biopesticida, biofertilizante y bioestimulante mediante incorporación de cepas microbianas con dichas actividades. Para tal finalidad se seleccionó una cepa fúngica con actividad fitoestimulante que presentó un índice de germinación de 151%. Para aportar actividad biopesticida se seleccionó un hongo activo frente a *Fusarium oxysporum*f.sp. *melonis, Rhizoctonia solani, Pythiumultimum* y *Phytophthoracapsici.* La actividad biofertilizante fue incorporada mediante una bacteria que exhibió actividades amilasa, proteasa, amonificante, fosfatasa alcalina, además de producción de sideróforos y ácido salicílico.

4. Conclusiones

El compostaje constituye un proceso esencial para el aprovechamiento integral de los flujos orgánicos generados en una biorrefinería. Los productos del compostaje se pueden diversificar mediante la obtención de hidrolizados alcalinos a partir de compost suficientemente maduros, y la mejora de las cualidades del compost adicionando PGPMs. Este modelo es uno de los mejores ejemplos de economía circular e industria sostenible.

5. Bibliografía

Ciavatta, C., Govi, M., VittoriAntisari, L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 795–807.

Evans, J.M., Wilkie, A.C., 2010. Life cycle assessment of nutrient remediation and bioenergy production potential from the harvest of hydrilla (*Hydrilla verticillata*). *J. Environ. Manage.* 91, 2626–2631.

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.

González-García, S., Gullón, P., Gullón, B., 2019. Bio-compounds Production from Agri-food Wastes Under a Biorefinery Approach: Exploring Environmental and Social Sustainability. En: S. Muthu (Eds) *Quantification of Sustainability Indicators in the Food Sector*. Springer, Singapore, pp. 25-53.



- 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.
- Stenmark A, Jensen C, Quested T, Moates G. 2016. Estimates of European food waste levels. EU FUSIONS, IVL-Rep. C 186, 80, Stockholm, Sweden.
- Suárez-Estrella, F., Arcos-Nievas, M. A., López, M. J., Vargas-García, M. C., Moreno, J., 2013. Biological control of plant pathogens by microorganisms isolated from agro-industrial composts. *Biol. Control* 67, 509-515.
- Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., López, M. J., López-González, J. A., Moreno, J., 2019. Role of bacteria isolated from a plant waste-based compost producing bioactive substances in the control of bacterial spot syndrome caused by *Xanthomonas campestris*pv. *vesicatoria*. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 20, 101198.
- Zucconi, F., Monaco, A., de Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22, 27–29.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sidofinanciado 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".



EL USO DE MEMBRANAS SEMIPERMEABLES PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE AMONIACO GENERADAS DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE

Soto-Herranz, M; Sánchez-Báscones, M; Gómez, E

¹ Departamento de Ciencias Agroforestales, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Avenida de Madrid 57, 34004 Palencia, España.

Email: maria.soto.herranz@alumnos.uva.es

Resumen: El compostaje permite gestionar y estabilizar los residuos orgánicos para su empleo como fertilizante en la agricultura. Sin embargo, durante el proceso, se emiten gases como CO₂, CH₄, NH₃ y N₂O en distintas proporciones, por lo que el proceso lleva asociado un problema de contaminación atmosférica por generación de emisiones (GEI y/o acidificantes) y olores. En este estudio, se evalúa la idoneidad del empleo de membranas permeables a gases (GPM) para la captura del amoniaco (NH₃) desprendido durante un proceso de compostaje de gallinaza y paja de trigo. En un periodo de 16 días, se logró alcanzar una captura por superficie de membrana de 28,9 g·m²·d⁻¹, con un porcentaje de recuperación de nitrógeno (N) del 16,4 % respecto al contenido de nitrógeno inicial y una eficiencia de captura del 32,9 % respecto a la cantidad de N emitido a la atmósfera. El uso de esta tecnología es adecuada para disminuir la pérdida de NH₃ en procesos de compostaje, contribuyendo a formar un fertilizante de alto valor.

1. Introducción

La cría de ganado a gran escala reduce los costos operativos, pero produce olores y emisiones atmosféricas. Como desecho sólido orgánico, el estiércol del ganado es un recurso fertilizante, al ser rico en materia orgánica y nutrientes (Neslihan, 2019; Kim y col., 2017). Sin embargo, su manejo inadecuado puede convertirse en una fuente de contaminación agrícola (Ström y col., 2018). El compostaje aeróbico es un método efectivo para convertir el estiércol en fertilizante orgánico de alta calidad (Ravindran y col., 2019). Sin embargo, la degradación y la humificación de la materia orgánica durante el compostaje aeróbico, libera emisiones que no solo reducen el valor agronómico del compost, sino que también dañan el medio ambiente con la liberación de gases como, entre otros, el NH₃ (Chen y col., 2019). Velasco-Velasco (2016) calcularon que la emisión de amoniaco durante el compostaje era de entre un 45% y un 56% y Tiquia y col. (2002) observaron pérdidas de N durante el compostaje de entre el 37% y el 60%. Los factores que afectan a las emisiones de NH3 durante el compostaje, incluyen: temperatura, contenido de humedad, pH, contenido inicial de nitrógeno del estiércol, tasas de aireación, relación carbono/ nitrógeno (C/N) y tipo de proceso de compostaje (Zhao y col., 2016; Velasco-Velasco y col., 2016; Kim y col., 2017). Las altas temperaturas inhiben el proceso de nitrificación (Grunditz y Dalhammar, 2001), favoreciendo la volatilización del NH₃. Beck-Friis y col. (2001) y Pagans y col. (2006), observaron que las emisiones de NH₃ aumentaban cuando las temperaturas termofílicas (> 45°C) y el pH alto coexistían en el ambiente de compost. Béline y col. (1999) informaron que la alta tasa de aireación y el bajo contenido de carbono generaban una acumulación de nitrito y una oxidación de amonio incompleta, lo que conducía a un alto nivel de emisiones de NH3. Las relaciones C/N iniciales bajas, también podrían favorecer la pérdida de N como NH₃ (Guo y col., 2012; Zhu, 2007). Existen varios métodos utilizados para administrar el estiércol, a través de pilas de estiércol estáticas o compostaje en hileras. En este estudio, se utiliza un compostador portátil. Este tipo de compostaje cuenta con un sistema ventilación que proporciona una aireación y temperatura adecuada para el compostaje, favoreciendo la producción de CO₂ (Ni y col., 2010). El compostaje aumenta el pH y la temperatura del material, desplazando el equilibrio del amonio (NH₄+) hacia el NH₃ gaseoso a la atmósfera (Wang y Zheng, 2018).



Por lo tanto, sería interesante cuantificar el NH₃ emitido, lo que permitiría el desarrollo de tecnologías innovadoras para la reducción de sus emisiones en las instalaciones agrícolas y conservar el nitrógeno del compost (Zhao y col., 2016). Entre las estrategias de captura y tratamiento de emisiones, las membranas permeables a los gases (GPM), permiten recuperar el N para su posterior reutilización (García-González y Vanotti, 2015). El proceso GPM consiste en el flujo de gas amoníaco a través de la membrana hidrofóbica microporosa por difusión. El amoníaco se captura en una solución ácida que circula dentro de la membrana formando sulfato de amonio, un fertilizante de alto valor.

En este estudio, se evalúa la viabilidad del empleo de membranas permeables a gases (GPM) para capturar las emisiones de amoniaco producidas durante un proceso de compostaje de gallinaza con una relación C/N baja.

2. Material y Métodos

2.1 Características del compostador portátil y composición de la mezcla

El compostador tiene unas dimensiones de 2,23 m x 1,08 m x 1,2 m en su compartimento interior, con un volumen útil de 2,9 m³ (Figura 1). En base a esta capacidad, se calculó la cantidad necesaria de mezcla a compostar, dejando un 25% (0,72 m³) de su capacidad libre a modo de cámara de aire, donde se situaban las membranas GPM. El volumen de mezcla fue de 2,2 m³ y el de solución ácida de captura de 40 L. La mezcla de compostaje se componía de gallinaza y paja de trigo en proporción 1:10 (P/P) y con C/N igual a 18.



Figura 1. Compostador portátil empleado para compostaje en granja.

2.2, Sistema GPM

Se construyó una estructura donde se colocaron 100 membranas de politetrafluoroetileno expandido (ePTFE) de 1,20 m cada una. En total, se empleó una longitud total de 120 m. La estructura de soporte consistía en un circuito cerrado cuyo interior estaba hueco, dejando una entrada y salida abiertas para la circulación de ácido sulfúrico 1N. De este modo, el ácido diluido alcanzaba el ramal de entrada, llenaba las membranas y salía por el ramal de salida hacia un tanque, desde donde volvía a ser impulsado hacia la entrada del circuito. La estructura con las membranas, se atornillo a la puerta del compostador.

2.3. Muestreo y caracterización de muestras

Durante el periodo experimental se recogió una muestra de compost y 3-4 muestras de 40 mL solución ácida a la semana y se preservaron refrigeradas a 4 °C hasta su análisis en laboratorio. De las muestras de compost, se realizaron análisis de: humedad (H), carbono (C) y nitrógeno (N). El análisis elemental de C y N se realizó por combustión en seco (Leco Corp., St. Joseph, Mich.). El contenido de humedad se determinó secando la mezcla a 105°C hasta peso constante. Se controló la



temperatura de la mezcla mediante 4 sondas de temperatura conectadas a un Data Logger (HOBO U12-008) de almacenamiento de datos. Se tomaron medidas puntuales de NH₃ de la cámara de aire del compostador durante 3-4 días a la semana mediante un medidor portátil (Gasman NH₃). En las muestras de solución ácida, se analizó: pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura en el momento de toma de muestra y nitrógeno total (NT). El pH y la CE se midieron con un pH metro Crison GLP22 (Crison Instruments S.A., Barcelona, España). El análisis de N en muestra líquida se realizó con un analizador TOC/TN Skalar (SkalarAnalytical B.V., Breda, Holanda).El pH de la solución ácida se mantuvo por debajo del valor de 2 (pH < 2) ya que, a pH superior, no había suficientes iones H⁺ disponibles para reaccionar continuamente con el NH₃ y se ralentizaba el ritmo de captura.

3. Resultados y Discusión

El compostador se instaló en una granja de ganado avícola de puesta y el proceso se mantuvo en activo durante aproximadamente 1 mes y medio. En este estudio se seleccionaron los datos comprendidos dentro de los primeros 16 días de actividad, ya que al final de este período se tuvo que realizar una corrección de pH de la solución ácida. Los parámetros de control del proceso fueron el pH, la tª y la conductividad eléctrica de la solución ácida de captura, así como la temperatura de la mezcla. Se observó que a medida que aumentaba el pH en solución ácida disminuía la conductividad eléctrica (CE). La captura de NH₃ hace que el pH de la solución ácida aumente, al irse formando progresivamente sal de sulfato de amonio. Cuando sea necesario reemplazar dicha solución no será necesaria su neutralización ya que ocurrirá debido al propio mecanismo de la reacción. La temperatura de la mezcla de compost alcanzó la máxima temperatura (70°C) el día 6 del período de estudio y, se mantuvo elevada durante todo el proceso, favoreciendo la volatilización de gases desprendidos durante el compostaje.

La Figura 2 indica que la concentración de NT aumentó en solución ácida desde $114.4 \pm 8.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ hasta $14556.4 \pm 85.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en un periodo de 16 días.

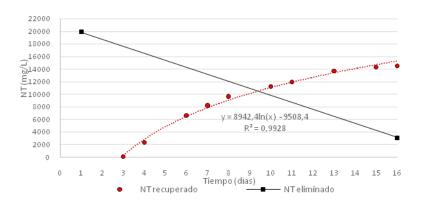


Figura 2. Concentración de nitrógeno total (NT) durante el proceso de compostaje en solución ácida y en mezcla. En color rojo se representa la concentración de NT en solución ácida de captura y en color negro se representa la concentración de NT en la mezcla durante todo el periodo de estudio.

La concentración de NT presente en la mezcla de compost al inicio del experimento fue del 1,9% de NTy, al final de los 16 días de estudio, la concentración de NT presente en la mezcla era de 1,3%. La captura de NT responde a una curva logarítmica, lo cual indica que, en un determinado momento, si no se corrige el pH del medio, la captura de TN se verá ralentizada. En este ensayo se han alcanzado tasas



altas de recuperación de 28,9 g NT·m²·d¹, con valores de recuperación diaria de 40,3 mg TN·d¹ donde la eficiencia de recuperación alcanzada ha sido del 32,9 % respecto a la cantidad de N emitido a la atmósfera. Sun et al. (2018) en un sistema de compostaje cubierto por una membrana de ePTFE, obtuvieron unas concentraciones máximas de NH₃ fuera de la membrana un 58% más bajas que en el interior de la membrana. Lograron una captura de las emisiones de NH₃ de 38 g·m²·d¹ y 1,14 g·m²·d¹ entre los días 6 y 18 del periodo de compostaje, demostrando que el sistema de compostaje cubierto por una membrana semipermeable podía reducir entre otros, las emisiones de amoníaco. En la atmósfera de la cámara de aire del compostador se obtuvieron las medidas de concentración de NH₃ que se representan en la Figura 3. Al no poder realizar medidas en continuo por emplear un dispositivo portátil, se observa una alta variabilidad. Sin embargo, se observa que el pico máximo de concentración se alcanza el día 4 del periodo de estudio, con 392 mg·L¹¹. Las altas temperaturas inhiben el proceso de nitrificación y, por lo tanto, la posibilidad de volatilización del amoníaco es alta, al igual que indicaban Grunditz y Dalhammar (2001).

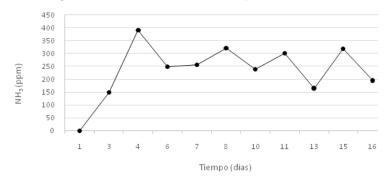


Figura 3. Concentración de amoniaco durante el proceso de compostaje en la cámara de aire del compostador.

4. Conclusiones

El sistema de compostaje con membranas dio como resultado una reducción de las emisiones de amoniaco, recuperando un 32,9 % de ese nitrógeno en forma de fertilizante. Se obtuvieron tasas de recuperación de 28,9 g NT·m⁻²·d⁻¹ tras 16 días. La solución de sulfato de amonio generada en el proceso es un producto fertilizante que podría evaluarse para su uso como fertilizante y, el sistema de compostaje con membrana semipermeable podría ser una buena opción para el tratamiento del estiércol.

5. Bibliografía

Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., y Kirchmann, H. (2001). SE—structures and environment: gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agri. Eng. Research.* 78(4), 423-430.

Béline, F., Martinez, J., Chadwick, D., Guiziou, F., y Coste, C. M. (1999). Factors affecting nitrogen transformations and related nitrous oxide emissions from aerobically treated piggery slurry. *Journal of Agri. Eng. Research.73*(3), 235-243.

Chen, H., Awasthi, S. K., Liu, T., Duan, Y., Ren, X., Zhang, Z., ... y Awasthi, M. K. (2019). Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. *Journal of Hazardous Materials*. 121908.



- García-González, M. C., y Vanotti, M. B. (2015). Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: effect of waste strength and pH. *Wast. Manag.38*, 455-461.
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., y Shen, Y. (2012). Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Techn.* 112, 171-178.
- Grunditz, C., y Dalhammar, G. (2001). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter. *Water research*. *35*(2), 433-440.
- Kim, J. K., Lee, D. J., Ravindran, B., Jeong, K. H., Wong, J. W. C., Selvam, A., ...y Kwag, J. H. (2017). Evaluation of integrated ammonia recovery technology and nutrient status with an invessel composting process for swine manure. *Bioresource Technol.245*, 365-371.
- Neslihan, A., 2019. A systematic review of biochar use in animal waste composting. Waste Management. 88, 291–300.
- Ni, J. Q., Heber, A. J., Hanni, S. M., Lim, T. T., y Diehl, C. A. (2010). Characteristics of ammonia and carbon dioxide releases from layer hen manure. *British poultr. sci.51*(3), 326-334.
- Pagans, E., Barrena, R., Font, X., y Sánchez, A. (2006). Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosph.* 62(9), 1534-1542.
- Ravindran, B., Nguyen, D. D., Chaudhary, D. K., Chang, S. W., Kim, J., Lee, S. R., ... y Lee, J. (2019). Influence of biochar on physico-chemical and microbial community during swine manure composting process. *Journal of environmental management*. 232, 592-599.
- Sun, X., Ma, S., Han, L., Li, R., Schlick, U., Chen, P., & Huang, G. (2018). The effect of a semi-permeable membrane-covered composting system on greenhouse gas and ammonia emissions in the Tibetan Plateau. *Journal of Clean. Prod. 204*, 778-787.
- Ström, G., Albihn, A., Jinnerot, T., Boqvist, S., Andersson-Djurfeldt, A., Sokerya, S., ... y Magnusson, U. (2018). Manure management and public health: Sanitary and socioeconomic aspects among urban livestock-keepers in Cambodia. *Sci. of the Total Envi.621*, 193-200.
- Tiquia, S. M., Richard, T. L., y Honeyman, M. S. (2002). Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *NutrientCycling in Agroecosystems*. *62*(1), 15-24.
- Velasco-Velasco, J., Ferrera-Cerrato, R., Almaraz-Suárez, J. J., y Parkinson, R. (2016). Emisión de amoniaco durante los procesos de compostaje y vermicompostaje: aspectos prácticos y aplicados. *Agroproductividad. 9*(8), 45-52.
- Wang, S., y Zeng, Y. (2018). Ammonia emission mitigation in food waste composting: a review. *Bioresource tech. 248*, 13-19.
- Zhao, L., Hadlocon, L. J. S., Manuzon, R. B., Darr, M. J., Keener, H. M., Heber, A. J., y Ni, J. (2016). Ammonia concentrations and emission rates at a commercial poultry manure composting facility. *Biosystems Eng.* 150, 69-78.
- Zhu, N. (2007). Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Techn.98*(1), 9-13.

6. Agradecimientos

Los autores reconocen con gratitud la financiación de la Unión Europea en el marco del Proyecto Life⁺"AmmoniaTrapping" (LIFE15-ENV/ES/000284) "Desarrollo de dispositivos de membrana para reducir las emisiones de amoníaco generadas por el estiércol en granjas avícolas y porcinas".



LA PILA DE COMPOSTAJE COMO FUENTE DE MICROORGANISMOS DE INTERÉS BIOTECNOLÓGICO Y AMBIENTAL: COMPARACIÓN CON CEPAS AISLADAS DE OTROS AMBIENTES.

<u>Jesús Salinas Nieto</u>, M.R. Martínez-Gallardo, A. Siles Castellano, M.J. López, F. Suárez, M.M. Jurado, J.A. López-González y J. Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España; jesus_s94k@hotmail.com

Resumen: El proceso de compostaje implica la actuación de una comunidad microbiana con un amplio rango de actividades metabólicas y elevada plasticidad frente a cambios ambientales. Estas características avalan el empleo de dichos microorganismos con fines biotecnológicos o ambientales. Por ello, se puede considerar que el compostaje, además de permitir la estabilización y aprovechamiento de la materia orgánica, constituye una fuente potencial de recursos biológicos de enorme valor. Este trabajo pretende demostrar que los microorganismos aislados a partir de pilas de compostaje presentan un mayor abanico de actividades metabólicas de interés biotecnológico y ambiental que cepas microbianas aisladas a partir de ambientes con menor presión selectiva o de ambientes altamente selectivos, pero con reducida actividad microbiana. Para ello, se aislaron 30 microorganismos a partir de compost, suelo y sedimentos de alpechín que fueron sometidos a pruebas cualitativas para determinar la expresión de actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de la materia orgánica. Finalmente, se determinó la capacidad de todas las cepas para metabolizar compuestos aromáticos. En general, las cepas aisladas de las pilas de compostaje y balsas de evaporación de alpechín presentaron una mayor variedad de actividades metabólicas que las cepas del suelo rizosférico. Cabe establecer si, en el caso de las cepas del compostaje, dicha versatilidad metabólica es más estable frente a cambios ambientales que las correspondientes al otro ambiente selectivo (sedimentos de alpechín). Este estudio aporta información interesante sobre la funcionalidad de las especies microbianas implicadas en el compostaje y su potencial como herramientas de interés biotecnológico.

Palabras clave: Compost, suelo rizosférico, alpechín, biorremediación, enzimas microbianas.

1. Introducción

Los microorganismos de interés ambiental son aquellos que presentan funcionalidades con un papel relevante en el mantenimiento y descontaminación del medio ambiente, como puede ser la capacidad para degradar compuestos recalcitrantes. Por su parte, los microorganismos de interés biotecnológico son aquellos capaces de generar productos de utilidad, como enzimas, con numerosas aplicaciones. En la búsqueda de microorganismos con dichas capacidades se deben escoger muestras ambientales idóneas. Los ambientes colonizados por tales microorganismos suelen contener compuestos susceptibles de ser degradados por la actividad enzimática que se pretende obtener. En particular en este trabajo se consideran tres ambientes con distinto nivel de selección como posibles fuentes potenciales de microorganismos con aplicaciones biotecnológicas y ambientales: compostaje, suelo rizosférico y sedimentos de alpechín.

El compostaje es un proceso biológico aeróbico y termófilo, en el cual la materia orgánica es biotransformada por una gran variedad de microorganismos, dando como resultado un producto estable denominado compost, que mejora las características del suelo y actúa como fertilizante. Este proceso se lleva a cabo en diferentes etapas, caracterizadas por amplios cambios nutricionales y ambientales tales como la temperatura, el pH o la humedad (Moreno y Moral, 2008). Estas características, además de hacer de las pilas de compostaje un ambiente selectivo, promueven una



gran biodiversidad microbiana, siendo un excelente ecosistema para el aislamiento de microorganismos de interés biotecnológico y biorremediador. Algunas de las aplicaciones del compostaje son la biotransformación de la materia orgánica (estabilización) con diferente velocidad de descomposición, biodescontaminación de xenobióticos o la eliminación de patógenos.

Por su parte, el alpechín es el residuo acuoso producido en el proceso de extracción de aceite de oliva, cuyo elevado contenido en polifenoles le confieren una elevada toxicidad y efecto antimicrobiano (Dermeche y col., 2013). Dicho residuo se almacena en balsas de evaporación en las que sedimenta, dando lugar a un fango que presenta unas características altamente selectivas para la microbiota (Martínez-Gallardo y col., 2020). Otra muestra ambiental a partir de las que usualmente se buscan dichos microorganismos es el suelo, que alberga una población microbiana abundante y diversa, principalmente en la rizosfera. Concretamente este trabajo se centró en suelo rizosférico de azufaifo (*Ziziphuslotus*), que se puede catalogar como un ambiente no selectivo en relación a los otros dos indicados.

El objetivo de esta investigación fue determinar el potencial biotecnológico y ambiental de cepas microbianas aisladas a partir de material sometido a compostaje y realizar una comparación de sus características con las de cepas aisladas de otros ambientes tales como suelo de azufaifo y sedimentos de balsas de alpechín.

2. Material y métodos

2.1. Colección de cepas: aislamiento y mantenimiento

Para el desarrollo del trabajo se emplearon colecciones de microorganismos aislados a partir de tres ambientes: compost, suelo rizosférico de azufaifo y sedimentos de alpechín. Las cepas de compostaje se escogieron entre una colección de cepas aisladas previamente en distintas fases del compostaje de material vegetal (Jurado y col., 2014). Las cepas procedentes de sedimentos de balsas de alpechín fueron aisladas en un trabajo previo (Martínez-Gallardo y col., 2020). Las cepas de suelo se obtuvieron a partir de muestras recogidas en el suelo rizosférico de un azufaifar en Cabo de Gata (Almería), empleando métodos estándar de aislamiento de microorganismos. En total se contó con una colección de 30 cepas, constituida por 5 bacterias y 5 hongos para cada tipo de muestra origen (compost, suelo azufaifo, sedimentos alpechín).

Los cultivos puros se preservaron conservados a 4 °C en placas y tubos inclinados de APHA o PDA (Panreac) para bacterias y hongos, respectivamente. Para el mantenimiento a largo plazo, se criogenizaron a -80 °C en crioviales (Deltalab ®).

2.2. Caracterización de la colección

La colección de cepas fue sometida a análisis cualitativos para determinar la expresión de distintas actividades enzimáticas relacionadas con su potencial biotecnológico y ambiental. Las actividades de interés biotecnológico fueron amilasa, celulasa, xilanasa, pectinasa, proteasa y lipasa, las cuales se analizaron de acuerdo con los protocolos descritos por Jurado y col. (2014). Las actividades relacionadas con la eficacia biodescontaminante fueron: ligninasa, polifenoloxidasa, tirosinasa y lacasas. Estas actividades se determinaron de acuerdo con Falcon y col. (1995). Todas las cepas se sembraron en los medios adecuados para detectar cada actividad y se registraron los positivos para cada colección, de acuerdo a su ambiente de origen.



2.3. Identificación.

Las cepas seleccionadas fueron identificadas mediante la ampliación por PCR y secuenciación con cebadores universales ITS1/ITS4 – 27F/1492R del ADN ribosomal en el caso de hongos y bacterias, respectivamente (Jurado y col., 2014).

3. Resultados y Discusión

La comparación de las actividades enzimáticas expresadas por los microorganismos aislados de los distintos ambientes aporta información sobre sus capacidades para degradar distintos sustratos y permite estimar el ambiente más adecuado para su obtención.

La Figura 1 representa el porcentaje de cepas de cada colección, según muestra de aislamiento, que expresaron las actividades enzimáticas seleccionadas por su interés biotecnológico. Estas se agruparon en cuatro clases: lipasas, proteasas, carbohidrasas (amilasas, celulasa, xilanasa y pectinasa) y ligninasas. El porcentaje de cepas que presentaron dichas actividades fue mayor en la colección de aislados a partir de compost que en el resto de muestras. Adicionalmente, las cepas aisladas de sedimentos de alpechín destacaron en la actividad ligninasa, tal y como se demostró en el estudio posterior de este grupo de enzimas. En concreto, el 90% de las cepas de compost mostraron actividad proteasa y el 40% actividad lipasa, siendo estos los mayores valores de cepas en comparación con las otras muestras. Además, las actividades relacionadas con las carbohidrasas fueron similares en los tres ambientes. Estos resultados muestran que las pilas de compostaje son una excelente fuente de microorganismos con interés biotecnológico. Esto puede ser explicado por la gran variedad de sustratos y constantes cambios que se producen durante el proceso de compostaje, que promocionan la proliferación de microorganismos con una amplia diversidad metabólica necesaria para degradar materia orgánica (Moreno y Moral, 2008).

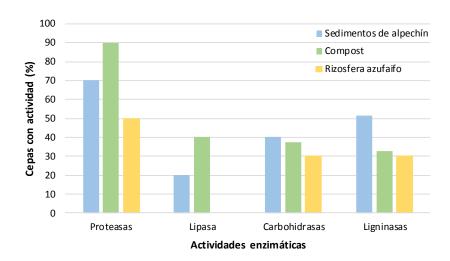


Figura 1. Comparación de la presencia de actividades enzimáticas de interés biotecnológico en cepas aisladas a partir de compost, sedimentos de alpechín y rizosfera de azufaifo. Se muestra el porcentaje de cepas de cada colección que presentaron las actividades correspondientes.

La Figura 2 muestra el porcentaje de microorganismos de cada ambiente con capacidad de expresar actividades enzimáticas del grupo ligninasas, que están relacionadas con la capacidad para degradar compuestos altamente recalcitrantes y, por consiguiente, con aplicación en biorremediación. Entre otras, se asocian con la



degradación de compuestos fenólicos. Destacaron las cepas aisladas a partir de "sedimentos de alpechín", dado que el 100% de estas cepas presentaron actividad peroxidasa y exclusivamente las cepas procedentes de este ambiente expresaron actividad ligninasa (40%). Estos resultados pueden deberse a que el alpechín presenta compuestos análogos estructuralmente a la lignina en su composición, tales como taninos y distintos polifenoles como tirosol, ácido p-cumárico, luteolina, oleuropeina e hidroxitirosol (Cabrera y col., 1997). Estos compuestos, por su carácter antimicrobiano, ejercen una presión selectiva en las comunidades microbianas capaces de proliferar en sedimentos de alpechín (Martínez-Gallardo y col., 2020), por lo que es lógico que las especies estudiadas en este ambiente tengan un mayor potencial biorremediador.

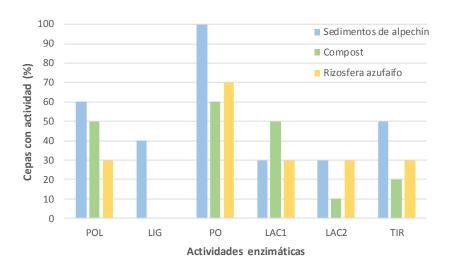


Figura 2. Comparación de la presencia de actividades enzimáticas de interés biorremediador en cepas aisladas a partir de compost, sedimentos de alpechín y rizosfera de azufaifo. Se muestra el porcentaje de cepas de cada colección que presentaron las actividades correspondientes. POL: Polifenoloxidasa; LIG: Ligninasa; PO: Peroxidasa; LAC1: Lacasa 1; LAC2: Lacasa 2; TIR: Tirosinasa.

Las cepas que presentaron un mayor rango de actividades enzimáticas relacionadas con el potencial biotecnológico fueron las aisladas del compost *Verticilliumdahliae*4839, *Fusarium delphinoides 4993 y Bacillussubtilis*2155. Adicionalmente las cepas con mayor rango de actividades enzimáticas relacionadas con el potencial biorremediador fueron las aisladas de los sedimentos de alpechín *Scedosporiumapiospermum*16y *Aspergillus protuberus*6.

4. Conclusiones

La pila de compostaje es una excelente fuente para la obtención de microorganismos con un amplio rango de actividades enzimáticas con potencial biotecnológico, mientras que los microorganismos aislados de los sedimentos de alpechín presentan un mayor potencial ambiental por su demostrada capacidad para degradar compuestos recalcitrantes.

5. Bibliografía

Cabrera F., López R., Martín P., Murillo J.M., 1997. Aprovechamiento agronómico de compost de alpechín. *Frutic. Prof.* 88, 94-105.



- 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.
- Falcón M.A., Rodríguez A., Carnicero A., 1995. Isolation of microorganisms with lignin transformation potential from soil of Tenerife Island. *Soil Biol. Biochem.*27, 121-126.
- Martínez-Gallardo M.R., López M.J., Jurado M.M., Suárez-Estrella F., López-González J.A., Sáez J.A., Moral R., Moreno J., 2020. Bioremediation of olive mill wastewater sediments in evaporation ponds through in situ composting assisted by bioaugmentation. *Sci. TotalEnviron.* 703, 135537.
- 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.

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

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado mediante el proyecto LIFE+REGROW (LIFE16ENV/ES/000331) "Reclamation of olive oilwasteabandonedlagoonsusing biorecoveringstrategies in a circular economy".



RECUPERACIÓN DE AMONÍACO DE LA ATMÓSFERA DE UNA EXPLOTACIÓN PORCINA MEDIANTE EL USO DE TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS PERMEABLES A GASES

<u>Mercedes Sánchez-Báscones</u>¹, María Soto-Herranz¹; Ernesto Gómez¹, Juan Manuel Antolín-Rodríguez¹

Resumen: El sector agrícola, y concretamente el ganadero, está directamente relacionado con la emisión de gases a la atmósfera, uno de los más importantes es el NH3 por su efecto perjudicial para el medioambiente. Este gas se genera por la descomposición de la urea y del ácido úrico contenidos en los residuos, y sus emisiones dependen de la especie animal, su edad, peso, dieta, alojamiento, y del tipo de almacenamiento y gestión de los purines y estiércoles. La importancia del NH3 radica en su capacidad para formar aerosoles, acidificar suelos, aguas subterráneas y superficiales y su potencial de eutrofización. Además, contribuyen a la formación de partículas PM2.5 que resultan dañinas para las personas, ya que atacan al sistema respiratorio y cardiovascular. En Europa, la mayor fuente de emisiones de NH₃ es el sector agro-ganadero, contribuyendo con el 94% del total de emisiones. Las estrategias actuales para reducir o minimizar las pérdidas de NH3 en el sector ganadero se centran en: 1) la reducción de la excreción del nitrógeno(N); 2) la reducción del N volátil; 3) el diseño más eficiente de las granjas; 4) la mejora de las estrategias de aplicación al terreno; y 5) la captura y el tratamiento de las emisiones. Algunas de las tecnologías de captura y tratamiento de las emisiones se centran en la recuperación de N para su uso posterior, tal es el caso del uso de membranas permeables a los gases. Utilizando esta tecnología se ha diseñado y construido un prototipo para su uso en granja; la membrana es tubular y por su interior circula una disolución de H₂SO₄ que se combina con las moléculas de amoníaco que son capaces de atravesar la membrana formando sulfato amónico fertilizante. Durante su funcionamiento en la granja (210 días) se han conseguido recuperaciones de N total de 121,7 mg día-1, llegando a concentrar la disolución en 28226,9 ± 37,9 mg TAN L⁻¹.

Palabras clave: emisiones de amoniaco, membranas permeables a gases, captura de amoníaco.

1. Introducción

La mayor fuente de emisiones de NH₃ en Europa es el sector agro-ganadero, con una contribución del 94% del total de las emisiones. Según datos aportados por la Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial (datos 2016), las emisiones se distribuyen de la siguiente manera: Ganadería (43%), gestión de estiércoles (29%), pastoreo (5%), fertilizantes inorgánicos (19%) y otros (4%). De estas emisiones el 39% corresponden al sector porcino y alrededor del 80% de estas emisiones se originan por los estiércoles y purines en sus diferentes fases de gestión. Una granja de 100 cerdos produciría un total de 5091 Kg NH₃/año, de los cuales 2265 Kg NH₃/año corresponden al alojamiento de animales (44,5%), 1268 Kg NH₃/año al almacenamiento de estiércoles y purines (24,9%) y 1558 Kg NH₃/año aplicación en el campo (30,6%) (Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera 1990-2012. Volumen 2: Análisis por Actividades SNAP), De ahí, la importancia de encontrar soluciones para disminuir las emisiones NH₃ y contribuir a cumplir los techos de emisión.

El problema de las emisiones de amoníaco es mundial, provoca acidificación de suelos, aguas superficiales y subterráneas, eutrofización de las aguas, malos olores que causan molestias a las poblaciones cercanas, consecuencias negativas sobre la salud de animales y trabajadores, fruto de su exposición a altas concentraciones y/o exposiciones prolongadas (Wing y Wolf, 2000) y costes asociados a la acidificación.

¹ Departamento de Ciencias Agroforestales, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Avenida de Madrid 57, 34004 Palencia, España. mercedes.sanchez@uva.es



Actualmente ya se han adoptado algunas medidas orientadas a reducir la emisión de contaminantes, como son la prohibición de los sistemas de proyección de los purines y la cubrición de las balsas de almacenamiento (RD 818/2018), sin embargo, aún se buscan soluciones a las emisiones de las naves que contienen el ganado, de ahí que el sistema basado en captación de NH₃ en atmósfera mediante la utilización de membranas semipermeables supone una alternativa importante para contribuir a la reducción. El RD 818/2018 establece que el Gobierno, junto con las Comunidades Autónomas elaborará un Código Nacional de Buenas Prácticas Agrarias para controlar las emisiones de amoníaco, en el que se deberá contemplar, entre otras medidas la utilización de sistemas de albergue de animales con bajo nivel de emisiones.

En cumplimiento de los compromisos establecidos para España en la Directiva de Techos Nacionales de Emisión, el 27/09/2019 se ha aprobado el I Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica (PNCCA) el cuál fija una serie de medidas transversales que permitirán reducción del 21% en amoníaco (NH3) en el año 2030. La Directiva de Techos fijó compromisos nacionales para cada Estado miembro. Los porcentajes de reducción para España en 2030 (con respecto al año 2005) son de un 16% para el amoníaco (NH3), no obstante, las medidas propuestas en el PNCCA permitirán alcanzar en 2020 los objetivos de reducción de todos los contaminantes y, para el año 2030 un 21% para el amoníaco, es decir, más ambicioso que la Directiva y el RD que establecían un 16%.

El objetivo del estudio es la evaluación de la capacidad de recuperación de amoníaco, de la atmósfera de una nave porcina, mediante la utilización de un prototipo diseñado para ello que contiene en su interior membranas tubulares permeables a gases (GPM) que permiten recuperar el N para su posterior reutilización (García-González y Vanotti, 2015). El proceso GPM consiste en el flujo de gas amoníaco a través de la membrana hidrofóbica microporosa por difusión. Este amoníaco se captura en una solución ácida que circula dentro de la membrana. El gas NH₃ se combina con los protones libres del ácido para formar iones de amonio no volátiles (NH₄⁺) y, así formar un sulfato amónico de alto valor fertilizante.

2. Material y Métodos

2.1. Características de la explotación

La experiencia se ha realizado en una de las naves de explotación porcina localizada en Guardo (Palencia). Se trata de una nave de madres en cubrición con capacidad para 920 cerdas. La superficie total de la nave es de 2.007,6 m²y, la destinada al alojamiento supone 1200 m². Esta nave tiene un volumen total de 6825 m³. La alimentación de los animales contiene entre el 15,2 y el 15,6 % sobre materia seca de proteína bruta. El tipo de alojamiento es de emparrillado parcial y fosa reducida y la evacuación de purines se realiza dos veces por semana. Estos datos aportan una estimación de emisiones totales en la nave de N-NH₃ de 4280 kg N año⁻¹ (calculadora de emisiones) a razón de 4,3 kg N por plaza y año.

2.2. Características del prototipo experimental

El prototipo experimental se ubicó en el interior de la nave porcina (Figura 1a). Consta de los siguientes elementos: 1) un compartimento que contiene 32 paneles con aproximadamente 15 metros de membrana tubular por panel, lo que hace un total de 474 m de membrana (Figura 1b), asimismo dispone de un ventilador de entrada de aire cuya velocidad puede regularse para controlar la velocidad de flujo del aire; 2) un tanque de dimensiones 40x60x100 cm que contiene 150 litros de disolución de H₂SO₄ 1N (Figura 1c); 3) una bomba de recirculación del ácido con regulación de presión ajustada a 0,18 bar lo que proporciona un caudal de 3,08 L min⁻¹; 4) una canaleta que



permite la circulación de la disolución ácida y su distribución a las membranas (Figura 1d); 5) un sistema de control de los equipos (Figura 1e) que aporta datos de pH de solución ácida, temperatura del ácido y concentración de amoníaco a la entrada y salida del prototipo. El pH del ácido se ha mantenido por debajo de 2 para favorecer la captura de NH₃ y 6) un sistema de nebulización para mantener una humedad adecuada y evitar la evaporación de agua de la disolución ácida y, por tanto, su concentración.













Figura 1. Componentes del prototipo: 1a) compartimento que contiene las membranas; 1b) detalle de uno de los paneles; 1c) tanque de ácido; 1d) canaleta de distribución del ácido a las membranas; 1e) panel de control del equipo.

2.3. Toma de muestras y caracterización

Además de los datos registrados por el sistema de control del equipo, durante todo el periodo experimental se han recogido muestras diarias de la solución ácida, se han transportado y mantenido refrigeradas a 4 °C hasta su análisis. Se han realizado los siguientes análisis: pH y conductividad mediante un pHmetroCrison GLP22 (Crison Instrumentos S.A., Barcelona); nitrógeno amoniacal total por destilación (KjeltecTM 8100) con captura del destilado en disolución de ácido bórico y posterior valoración con HCl 0,2 N (APHA, 2005).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución del pH y la conductividad de la solución ácida

En la Figura 2 puede observarse la evolución del pH a lo largo del período de funcionamiento del prototipo. Puesto que el pH ha de mantenerse por debajo de 2 para que la absorción de nitrógeno sea máxima, se procedió a su corrección cuando este valor era superado, lo cual sucedió los días 118 y 191. El aumento de pH es progresivo a medida que se forma sulfato amónico, sin embargo, este aumento no es lineal ($R^2 = 0.4264$) sino exponencial, tanto en el primer tramo y = $0.3911e^{0.0123x}$ ($R^2 = 0.957$), como en el segundo y = $0.1586e^{0.0131x}$ ($R^2 = 0.9877$).



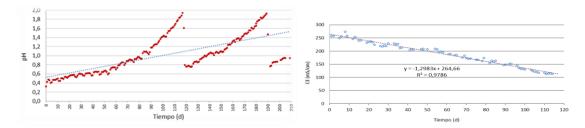


Figura 2. Evolución del pH.

Figura 3. Evolución de la conductividad.

Respecto a los valores de conductividad (Figura 3), se seleccionaron los correspondientes a los primeros 117 días, momento coincidente con la primera corrección de pH. La conductividad disminuye a medida que transcurre el tiempo de funcionamiento del prototipo como consecuencia de un enriquecimiento de la disolución ácida en sulfato amónico ya que la contribución de los iones amonio a los valores de conductividad es inferior a la de los protones.

3.2. Evolución del contenido de nitrógeno total en la solución ácida

Al estudiar la evolución del contenido de nitrógeno total recuperado por la solución ácida (Figura 4) se puede observar un incremento sostenido de la concentración de nitrógeno en la solución ácida hasta alcanzar el valor de 28226,9 ± 37,9 mg L⁻¹. El valor medio de absorción diaria en todo el periodo es de 121,7 mg/L y la absorción de N-NH₃ por superficie de membrana de 19 mg m⁻² d⁻¹. Expresados en términos absolutos, en el período indicado se han capturado 4234 g de NT, con absorciones diarias medias de 29 g d-1 y un máximo de absorción de 175 g d-1, en función de la concentración de amoníaco en el interior de la nave, consecuencia a su vez de activar o no la ventilación natural.

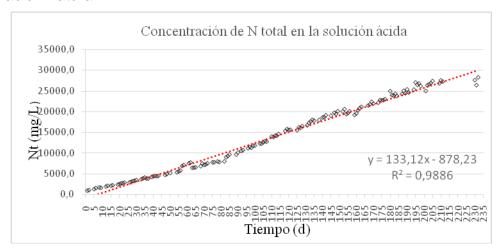


Figura 4. Evolución diaria de la concentración de N total en la disolución ácida.

4. Conclusiones

A pesar de ser una nave ventilada de forma natural donde la concentración media de amoníaco fue de 20 ppm, se han conseguido recuperar 4234 g de NT, con una absorción media diaria en todo el periodo de 121,7 mg/L y una recuperación por unidad de superficie de membrana de 19 mg m⁻² d⁻¹.



5. Bibliografía

- APHA, 2005. American Water Works Association and Water Environment Federation, 21sted. American Public Health Association, Washington, DC.
- 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 Management*38, 455-461.
- I Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica. Ministerio para la Transición Ecológica.
 - https://www.miteco.gob.es/es/prensa/190927npprogramanacionaldecontroldelacontaminacio natmosferica_tcm30-501992.pdf (fecha de consulta: 5 de julio de 2020).
- Inventarios Nacionales de Emisiones a la Atmósfera 1990-2012. Volumen 2: Análisis por Actividades SNAP https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/10%20Agricultura_tcm30-179140.pdf (fecha de consulta: 5 de julio de 2020).
- Real Decreto 818/2018 de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. BOE nº 164, de 07/07/2018.
- Wing S., Wolf, S., 2000. Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental health perspectives* 108 (3), 233-238.

6. Agradecimientos

Los autores reconocen con gratitud la financiación de la Unión Europea en el marco del Proyecto Life⁺ "AmmoniaTrapping" (LIFE15-ENV/ES/000284) "Desarrollo de dispositivos de membrana para reducir las emisiones de amoníaco generadas por el estiércol en granjas avícolas y porcinas".



INTEGRACIÓN DE LA BIORREFINERÍA ANAEROBIA EN LA CO-DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS

María Eugenia Ibáñez-López¹, Inmaculada Vallejo Fdez. de la Reguera²; Eliet Veliz Lorenzo³, Francisco J. Fernández-Morales⁴, <u>José L. García-Morales</u>^{1*}

¹Dpto. de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO). ²Dpto. de Biomedicina, Biotecnología y Salud Pública. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz. Campus de Puerto Real. 11510. Puerto Real (Cádiz), España.³Unidad de Desarrollo de Equipos y Sistemas. Dirección I+D+i. Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CNIC). Cuba. ⁴Dpto. de Ingeniería Química. Instituto de Tecnologías Química y Medioambiental (ITQUIMA), Universidad de Castilla-La Mancha, 13071, Ciudad Real, España.

*joseluis.garcia@uca.es

Resumen: Los procesos de co-digestión anaerobia de los biosólidos de las estaciones de aguas residuales (EDAR) con distintos residuos y subproductos son una realidad en la actualidad. Los residuos/subproductos de la industria alimentaria posibilitan un incremento en la productividad energética de la digestión anaeróbica de los biosólidos debido a su aporte de materiales ricos en carbono. La posibilidad de obtención de otra tipología de productos con un mayor valor añadido junto con la obtención de una fuente de energía renovable se encuadran dentro del concepto de biorrefinería. El presente trabajo plantea las directrices generales del proyecto de investigación INTEGRACIÓN DE LA BIORREFINERÍA ANAEROBIA EN LA CO-DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS (FEDER-UCA18-107460) que se desarrolla en la Universidad de Cádiz donde la aplicación del concepto de biorrefinería anaerobia a procesos en fases de temperatura termofílica-mesofílica secuencial en la codigestión de biosólidos de EDAR con un residuo de la industria agroalimentaria, las vinazas de destilería. La principal innovación planteada se basa en integrar, además de una separación de las fases del proceso global de digestión anaerobia (hidrólisis/acidogénesis termofílica + metanogénesis mesofílica), un pretratamiento con ozono de la alimentación para fomentar la higienización e hidrólisis de los residuos a co-digerir, junto con el uso de reactores anaerobios de membrana para posibilitar la separación del reactor acidogénico una corriente de efluentes susceptible de ser utilizada en la producción de precursores de bioplásticos (Polihidroxialcanoatos-PHAs).

Palabras clave: Ozono, precursores de bioplásticos, reactores de membrana, fermentación oscura

1. Introducción

Aunque la digestión anaerobia (DA) fue inicialmente desarrollada y utilizada para la estabilización de residuos, en la actualidad este tipo de bio-procesos han sido ampliamente utilizados para la producción de energía. El biogás producido se suele utilizar de forma combinada para la producción de calor y energía eléctrica, y/o el metano purificado del biogás puede ser utilizado como combustible para el transporte o inyectado en las redes de gas natural. Sin embargo, el simple uso del biogás por sí solo, puede ser en muchas ocasiones económicamente poco competitivo debido a la volatilidad del mercado y precios de los combustibles fósiles (Surendra y col., 2015). Una de las posibilidades que permiten sortear este problema es contemplar y explorar la producción de distintos subproductos adicionales de valor añadido a la simple producción adoptando la de energía aproximación (Sawatdeenarunat y col., 2016).

Los procesos de co-digestión anaerobia de los biosólidos de las estaciones de aguas residuales (EDAR) con distintos residuos y subproductos es una realidad en la actualidad. En las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR),



aproximadamente entre el 0,5 y el 2% del agua tratada se transforma en biosólidos que son necesarios gestionar, con un coste que supera el 50% de los costes de operación de las EDARs. Según el Plan Estatal Marco para la Gestión de Residuos (PEMAR) (MAGRAMA, 2015), en el intervalo (2010-2012), la cantidad de lodos generados se ha mantenido bastante estable, generándose en España en torno a 1.000.000 t m.s./año. Si se considera una humedad media aproximada de un 80%, en España se generan alrededor de 5.000.000 t/año de lodos.

En los reactores anaerobios es interesante separar los conceptos de tiempo de retención de sólidos (TRS) y de tiempo hidráulico de retención (THR). Cuando se realiza la separación de fases, en el reactor donde se desarrolle la fermentación oscura (fase acidogénica) hay que mantener un TRS lo suficientemente bajo para propiciar el desarrollo de la población acidogénica sin que se desarrollen microorganismos metanogénicos. Para propiciar la separación de ambos tiempos de retención se pueden utilizar distintos sistemas. Unos aprovechan la tendencia que tienen los microorganismos a formar biopelículas, son los denominados sistemas con biomasa adherida. Otros están basados en la separación de los microorganismos del efluente mediante distintas configuraciones, una de ellas emplea membranas dando lugar a los denominados biorreactores anaerobios de membranas (BRAM). Los BRAM poseen una serie de ventajas entre las que se encuentran el incremento de la biomasa en el reactor, siendo su principal desventaja la formación de biofouling en las membranas por la acumulación de sustancias poliméricas extracelulares en la misma (Zheng y col., 2010).

El proyecto INTEGRACIÓN DE LA BIORREFINERÍA ANAEROBIA EN LA CO-DIGESTIÓN DE BIOSÓLIDOS Y RESIDUOS AGROALIMENTARIOS (FEDER-UCA18-107460) que se desarrolla en la Universidad de Cádiz plantea la aplicación del concepto de biorrefinería anaerobia a procesos en fases de temperatura termofílicamesofílica secuencial en la co-digestión de biosólidos de EDAR con un residuo de la industria agroalimentaria, las vinazas de destilería.

2. Material y Métodos

2.1. Procesos de tratamiento aplicables a biosólidos

Sobre la base de proyectos previos con biosólidos realizados en el grupo de investigación donde se ha trabajado en los escenarios marcados en la Figura 1, tanto abordando la DA convencional (De La Rubia y col., 2006) como procesos en fases separadas de temperatura (TPAD) (Riau, De la Rubia y Pérez, 2012).

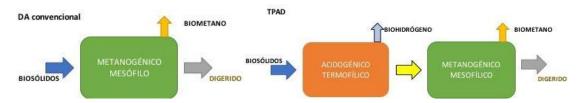


Figura 1. Esquema de los procesos previamente desarrollados con biosólidos en el Grupo de Investigación (DA convencional y DA con separación en fase de temperatura (TPAD)).

En el presente trabajo se ha planteado el trabajo bajo el esquema descrito en la Figura 2. En él se abordará una separación de fases donde se desarrollará un proceso de fermentación oscura (digestión acidogética) en rango termofílico, trabajando en un BRAM. Este tipo de reactores permiten abordar de forma separada las variables de tiempo de retención hidráulico (TRH) y tiempo de retención de sólidos//microorganismos (TRS).





Figura 2. Esquema del proceso donde se integra el BRAM.

Adicionalmente, como innovación, se plantea un pretratamiento con ozono de la alimentación y una evaluación del potencial de producción de metano de las purgas periódicas que se efectuarán en el reactor de membrana y del potencial de producción de Polihidroxialcanoatos (PHAs) a partir del perfil de ácidos grasos volátiles (AGV) obtenidos.

2.2. Residuos/subproductos utilizados

Los biosólidos utilizados provienen del proceso de flotación de los lodos secundarios, más ricos en materia orgánica y libres de compuestos inorgánicos recalcitrantes que puedan afectar al reactor de membrana, provienen de la EDAR "Guadalete" de Jerez de la Frontera (Cádiz). Las vinazas de destilería provienen del destilado de vino de la Denominación de Origen del Jerez y las suministran la Bodega González Byass de Jerez de la Frontera (Cádiz). Sus características, protocolo de muestreo y conservación son similares a los planteados por (Tena, y col., 2019; Ripoll y col., 2020).

2.3. Variables de seguimiento

De las distintas variables de seguimiento del proceso en el presente trabajo se han seleccionado aquellas relacionadas con el rendimiento de eliminación de los sólidos volátiles (SV) y de productividad de metano con respecto a éstos (L CH₄/kg_{SV}). Las medidas se han realizado según la metodología utilizada previamente en el grupo de investigación (Tena, y col., 2019; Ripoll y col., 2020).

3. Resultados y Discusión

La co-digestión de los biosólidos con las vinazas de destilería propician una mejora en los rendimientos energéticos del proceso. La biometanización convencional de ambos sustratos recogida en la Figura 1 en rango mesofílico presenta su mejor resultado en una proporción 50:50 (v/v). En estas condiciones suponen una eliminación de SV de un 54,5% y una productividad de metano de 225,1 L CH₄/kg_{SV}, frente a una eliminación de un 48% y una productividad de metano de 183 L CH₄/kg_{SV} para únicamente el caso de los biosólidos (Ripoll y col., 2020).

La operación en el BRAM va a permitir una operación con distintos TRS que tendrá una influencia en la cinética de hidrólisis del material particulado procedente de los biosólidos tal y como fue puesta en evidencia por Rubio y colaboradores (2020). Esa independencia del THR y el TRS también se tendrá influencia en el perfil de AGV generado en el permeado y su mayor o menor afinidad para una adecuada generación de PHAs en los biorreactores que los utilicen.

La separación de fases permitirá adicionalmente generar bio-hidrógeno y biometano de forma diferenciada, aspecto que posibilita su aprovechamiento energético o



su integración en un modelo de bio-refinería para síntesis de otros compuestos. Asimismo, el proceso en fases de temperatura permitirá la obtención de un efluente, en su fase acidogénica termofílica, con unas características optimizadas para su utilización en procesos de generación de precursores de bioplásticos, por la versatilidad que conferiría al proceso el empleo de un reactor de membrana y su efluente libre de microorganismos. La purga de los sólidos del BRAM presentará un menor contenido en patógenos debido al pretratamiento con ozono y el régimen termofílico. Esta forma de operar marca distintas diferencias con estudios previos realizados de co-digestión de biosólidos y otros residuos agroalimentarios donde también se ha utilizado el ozono como agente hidrolítico.

4. Conclusiones

La generación diferencial de los distintos subproductos gaseosos (bio-hidrógeno y bio-metano) y en disolución (AGV-precursores de PHAs) planteada en el proyecto posibilitaría una integración en un modelo de bio-refinería anaerobia para síntesis de otros compuestos a partir de estos gases y del permeado del reactor de membrana, rico en AGV integrable en un proceso para la producción de bioplásticos tipo PHAs.

5. Bibliografía

- DeLa Rubia, M. A., Romero, L. I., Sales, D., Perez, M. 2006. "Pilot-Scale Anaerobic Thermophilic Digester Treating Municipal Sludge." *AlChEJournal* 52 (1): 402–7.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2015. "Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR)." *URL:https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm30-170428.pdf* (fecha de consulta 01/07/2020)
- Riau, V., De la Rubia, M. A., Pérez, M..2012. "Assessment of Solid Retention Time of a Temperature Phased Anaerobic Digestion System on Performance and Final Sludge Characteristics." *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*.
- Ripoll, V., Agabo-García, C., Perez, M., Solera, R. 2020. "Improvement of Biomethane Potential of Sewage Sludge Anaerobic Co-Digestion by Addition of 'Sherry-Wine' Distillery Wastewater." *Journal of Cleaner Production* 251: 119667.
- Rubio, J. A., Garcia-Morales, J. L., Romero, L. I., Fernandez-Morales, F. J..2020. "Modelization of Anaerobic Processes during Co-Digestion of Slowly Biodegradable Substrates." *Chemosphere* 250: 126222.
- Sawatdeenarunat, C., Nguyen, D., Surendra, K. C., Shrestha, S., Rajendran, K., Oechsner, H., Xie, L., Khanal, S. K.. 2016. "Anaerobic Biorefinery: Current Status, Challenges, and Opportunities." *Bioresource Technology* 215: 304–13.
- Surendra, KC, Sawatdeenarunat, C., Shrestha, S., Sung, S., Khanal, S. K.. 2015. "Anaerobic Digestion-Based Biorefinery for Bioenergy and Biobased Products." *Industrial Biotechnology* 11 (2): 103–12.
- Tena, M., Perez, M., Solera, R..2019. "Effects of Several Inocula on the Biochemical Hydrogen Potential of Sludge-Vinasse Co-Digestion." *Fuel* 258 (September): 116180.
- Zheng, H., O'Sullivan, C., Mereddy, R., Zeng, R.J., Duke, M., Clarke, W.P.. 2010. "Experimental and Theoretical Investigation of Diffusion Processes in a Membrane Anaerobic Reactor for Bio-Hydrogen Production." *International Journal of Hydrogen Energy* 35 (11): 5301–11.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER 2014-2020 y por la Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad de la Junta de Andalucía. Referencia del proyecto: FEDER-UCA18-107460. En colaboración y con la cofinanciación de las empresas Verinsur S.A. y ZonoSistem-Ingeniería del Ozono S.L.



SESIÓN IV:

PROCESOS Y CALIDAD DEL COMPOST



COMPOSTAJE DE LODOS DE EDAR Y PAJA DE ARROZ A ESCALA INDUSTRIAL: PARÁMETROS GENERALES Y EVOLUCIÓN DEL PROCESO

<u>Isabel Rodríguez Carretero</u>, Ana Quiñones Oliver, Ana Pérez Piqueres y Rodolfo Canet Castelló

Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (CDAS-IVIA). Carretera CV-315, Km 10,7, 46113 - Moncada (Valencia). rodriguez_isacar@gva.es

Resumen: Son bien conocidos los potenciales problemas ambientales y de salubridad derivados de la quema de la paja del arroz en los arrozales valencianos, así como su incompatibilidad con el cobro de las ayudas de la PAC, por lo que es necesario encontrar nuevas alternativas para su gestión. Su uso como fuente de carbono y descompactante en el compostaje de los lodos de EDAR es una de las posibilidades con mayor potencial de consumo de paja, y por ello es objeto de un amplio proyecto de investigación en colaboración con la empresa Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM) y Cooperatives AgroalimentàriesComunitat Valenciana, el cual incluye también seis ensayos de uso del compost en condiciones de campo. En la planta de tratamiento La Vintena, propiedad de DAM, se han compostado en condiciones reales durante 20 semanas dos pilas gemelas de aproximadamente 65 t cada una con una relación lodo/paja de alrededor de 8:1 (p/p) y, junto a los balances de masas y el rendimiento del proceso, se ha estudiado en profundidad la evolución de los principales parámetros que describen el avance del compostaje y los cambios sufridos por los materiales compostantes. En la presente comunicación se discuten los resultados obtenidos y su significación de cara a la optimización del proceso y su viabilidad para contribuir a paliar el problema de la gestión de la paja de los arrozales valencianos.

Palabras clave: balances, evolución, parámetros de proceso, economía circular

1. Introducción

La gestión de la paja del arroz en el entorno del Parque Natural de la Albufera de Valencia, de la cual se generan unas 75.000 - 90.000 t al año, es uno de los problemas ambientales de más difícil gestión en la Comunidad Valenciana. Su quema no es compatible con las normativas europeas y puede dar lugar a molestias y problemas de salubridad, y su incorporación a suelos que deben permanecer inundados varios meses al año no está exenta de inconvenientes. A pesar de las dificultades logísticas y el coste de su recogida, se están investigando alternativas para su valorización, dentro de las cuales el compostaje aparece como una de las opciones más interesantes ya que permite gestionar enormes volúmenes de material. Pese a su relativa pobreza nutritiva, la paja de arroz resulta muy interesante como material estructurante y equilibrante de la composición de la mezcla inicial cuando el resto de residuos presenta un exceso de nutrientes y/o humedad. Es por ello ideal en los procesos de tratamiento de los restos municipales recogidos selectivamente y, muy en especial, de los lodos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).

En esta comunicación se presentan los principales resultados del proceso de compostaje a escala industrial de lodos de EDAR y paja de arroz, en el marco de un proyecto que investiga esta alternativa de gestión y el uso posterior del compost en la fertilización de los cítricos de las comarcas limítrofes al área de generación.

2. Material y Métodos

Los ensayos se realizaron en la planta de compostaje La Vintena, situada en Carcaixent (Valencia), propiedad de la empresa DAM, socia del proyecto, utilizando dos pilas de idénticas proporciones de 15 m de largo, 4 m de ancho y 1,70 m de altura,



correspondientes a 102 m³ de volumen y unas 65 t cada una, con una relación aproximada de lodos/paja de 8 (p/p). Los procesos se desarrollaron siguiendo las prácticas habituales en la instalación, con volteos aproximadamente semanales con volteadora de puente y control continuo de temperatura con cuatro sondas conectadas a registradores. Junto a las de los materiales iniciales y los compost finales, se tomaron muestras duplicadas de cada pila en cada volteo, mediante toma de submuestras en doce puntos aleatorios repartidos por cada una de ellas y posterior mezcla.

En dichas muestras se determinó una amplia serie de parámetros químicos, fisicoquímicos y microbiológicos indicadores del avance del proceso y la calidad del producto final. En esta comunicación se avanzan los más representativos del proceso a escala industrial, así como sus rendimientos.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 1 muestra los parámetros operativos de los procesos ensayados. El primer aspecto a reseñar es la similaridad de los resultados correspondientes a las dos pilas, indicando que los resultados son homogéneos y repetibles, y por ello pueden considerarse como representativos. Las pérdidas de masa tanto en forma de humedad como de materiales orgánicos, éstas últimas cercanas al 40%, implican un buen avance en la estabilización del proceso.

Tabla 1. Principales parámetros operativos de los procesos

	Pila	a 1	Pila 2		Media	
	Peso fresco	Peso seco	Peso fresco	Peso seco	Peso fresco	Peso seco
Peso lodos (Kg)	57780	10112	57240	7785	57510	8949
Peso paja (Kg)	7203	6706	7203	6692	7203	6699
Relación lodos/paja	8,02	1,51	7,95	1,16	7,99	1,34
Peso compost (Kg)	17560	9430	18220	9784	17890	9607
Rendimiento (%)	27,0	56,1	28,3	67,6	27,7	61,9

La Figura 1, no obstante, muestra cierta irregularidad en el desarrollo de las temperaturas, que resultaron más bajas de lo deseable en compostajes de materiales de origen fecal.



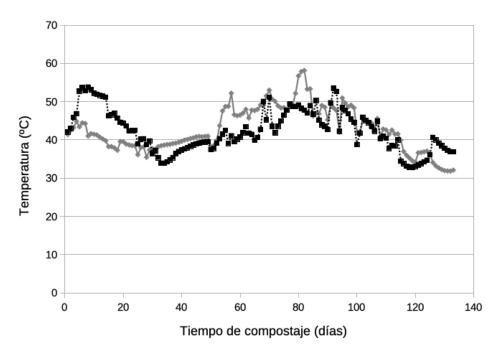
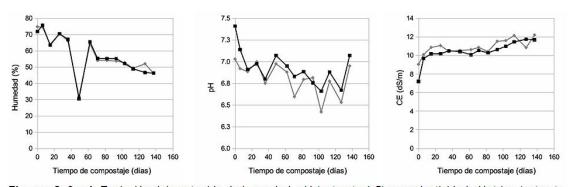


Figura 1. Evolución de la temperatura durante los compostajes. Pila 1 en negro, pila 2 en gris

Los procesos transcurrieron dentro del rango superior de las temperaturas mesófilas, algo que puede beneficiar a la pérdida de masa pero que podría resultar insuficiente para garantizar la completa higienización de los productos resultantes. Si bien en ocasiones esta dificultad para alcanzar temperaturas elevadas en el compostaje de lodos de EDAR se debe a la estabilidad inicial de materiales que ya han sufrido una digestión anaerobia previa, en este caso se estima que una proporción inicial de paja algo más elevada podría favorecer un proceso más enérgico. Por ello, en la segunda campaña de compostajes dentro del proyecto se va a ensayar una proporción lodos/paja de 6 (p/p).

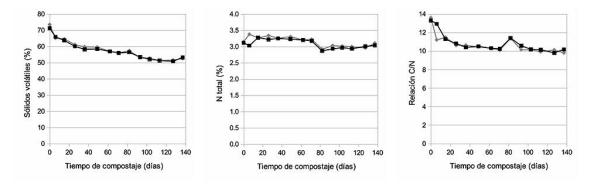


Figuras 2, 3 y 4. Evolución del contenido de humedad, pH (extracto 1:5) y conductividad eléctrica (extracto 1:5) durante los compostajes. Pila 1 en negro, pila 2 en gris.

La Figura 2 muestra una desecación rápida del material, posiblemente origen de la caída de temperaturas observadas en la pila 1, que se corrigió mediante riego. Se observó también un descenso claro del pH durante buena parte de los procesos (Figura 3), debido a la generación de CO₂ en la degradación de la materia orgánica, que se revirtió al final cuando la velocidad de descomposición se redujo. Respecto a la salinidad del material (Figura 4), estimada con base a la conductividad eléctrica de



extractos acuosos del mismo, se incrementó de forma paralela a la concentración de las sales por la desaparición de materiales orgánicos.



Figuras 5, 6 y 7. Evolución del contenido de sólidos volátiles y nitrógeno, y de la relación C/N durante los compostajes. Pila 1 en negro, pila 2 en gris.

El avance de la degradación (Figura 5), estimada en base al contenido de sólidos volátiles del material, fue satisfactorio al encontrarse dentro de lo habitual en este tipo de procesos, y se observó una paralización final apuntando a su estabilización. Una de las consecuencias de las moderadas temperaturas y pHs a las que se desarrollaron los procesos fue el mantenimiento de los contenidos de N del material, uno de sus principales valores nutritivos, lo que dio lugar a una relación C/N final (Figura 7) muy adecuada para su uso agrícola.

Tabla 2. Contenidos de macro, micronutrientes y metales pesados de los composts elaborados

	Compo	st pila 1	Compo	Compost pila 2		dia
	Peso	Peso	Peso	Peso	Peso	Peso
	fresco	seco	fresco	seco	fresco	seco
P ₂ O ₅ (%)	2,38	4,44	2,45	4,56	2,42	4,50
K ₂ O (%)	0,726	1,35	0,788	1,47	0,757	1,41
MgO (%)	0,686	1,28	0,732	1,36	0,709	1,32
CaO (%)	4,32	8,05	4,56	8,47	4,44	8,26
Fe (mg/kg)	17500	32500	17900	33300	17700	32900
Mn (mg/kg)	84,0	156	85,6	159	84,8	158
Cu (mg/kg)	53,0	98,7	53,5	99,5	53,3	99,1
Zn (mg/kg)	306	570	309	574	307	572
Cd (mg/kg)	0,841	1,56	0,857	1,59	0,849	1,58
Cr (mg/kg)	28,2	52,4	28,9	53,7	28,5	53,0
Ni (mg/kg)	19,3	36,0	20,4	37,9	19,9	36,9
Pb (mg/kg)	22,6	42,0	23,0	42,8	22,8	42,4

Los resultados de la Tabla 2 muestran que los composts finales, junto a los elevados contenidos de N mencionados anteriormente, presentan también muy interesantes niveles de fósforo, magnesio y microelementos, junto a cierta carencia de potasio, habitual en estos materiales. Los contenidos de metales pesados son moderados, pero en el caso del Zn se supera ligeramente el máximo que permitiría su inclusión en la categoría B de los productos fertilizantes.



4. Conclusiones

El resultado fundamental de esta primera campaña de ensayos de compostaje ha sido mostrar la perfecta viabilidad del compostaje industrial de los lodos de EDAR y la paja de arroz, así como determinar los rendimientos esperables del proceso. Durante el segundo año de ensayo se comprobará si el aumento de la proporción de paja permite alcanzar temperaturas más elevadas que logren la adecuada higienización del compost, reducir la concentración de Zn por debajo del límite del grupo B de productos fertilizantes y gestionar una mayor proporción de las cantidades de paja generadas anualmente en el entorno del Parque Natural de l'Albufera de Valencia.

5. Agradecimientos

Los trabajos presentados forman parte del proyecto Valo-Rice, cofinanciado por las ayudas para la cooperación en el marco del Programa de Desarrollo Rural de la Comunitat Valenciana 2014-2020 para proyectos de cooperación relacionados con la valorización de restos vegetales en experiencias de agrocompostaje u otros, cuyo fin sea evitar el uso del fuego para la eliminación de restos agrícolas, del cual son socios el IVIA, la empresa Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM) y Cooperatives Agro-alimentàries CV.



PROCESO DE COMPOSTAJE DE ALGAS MARINAS. LIMITACIONES Y PERSPECTIVAS

Engracia Madejón¹, Paula Madejón¹, Cristina García de Arboleya¹, Patricia Puente¹, Alfredo Pérez de Mora²

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Avenida de Reina Mercedes 10 410012 Sevilla ²Tauw GmbH, Landsbergerstrasse 404, 81241 Munich (Alemania) emadejon @irnase.csic.es

Resumen: El crecimiento incontrolado y la acumulación de algas (especialmente las no nativas) afectan negativamente a la calidad del agua, al uso recreativo de las playas y al turismo. Toneladas de biomasa de algas se eliminan en vertederos o se incineran anualmente, aunque en ocasiones se hayan aplicado como enmiendas orgánicas a suelos en áreas costeras. Sin embargo, el uso de materiales no estabilizados en la agricultura puede causar problemas al suelo y a las plantas. Además, las algas se caracterizan por tener una relación C/N relativamente baja y una alta salinidad, problemas que podrían resolverse mediante el cocompostaje. En el proyecto financiado por la Fundación Tauw en Rota (Cádiz), proponemos la bioconversión de residuos de algas en un recurso rico en nutrientes a través del co-compostaje con restos de poda en distintas proporciones. El proceso tuvo una fase inicial en la que las temperaturas fueron superiores a 50°C (fase termofílica) seguida de una fase mesófíla en la que la temperatura descendió hasta los 40-35°C y una fase de maduración. La aireación se aseguró en volteos periódicos y la humedad se mantuvo en niveles cercanos a los óptimos (25-30%). No se detectaron problemas de olores medidos por olfatometría. Los productos obtenidos no presentaron problemas de fitotoxicidad ni alcanzaron valores superiores a 4 mS cm-1 de conductividad eléctrica. Sin embargo, la alta carga de arena que acompañaba a las algas bajó notablemente la concentración de MO y nutrientes una vez cribado el producto.

Palabras clave: Arena, nutrientes, materia orgánica, salinidad, restos de poda

1. Introducción

Toneladas de biomasa de algas se eliminan anualmente en vertederos o se incineran (Castaldi y Melis, 2004). Aumenta la presión sobre la gestión de residuos y el coste de eliminación de los municipios costeros, y se necesitan opciones para su reciclaje. Los residuos de algas se han aplicado al suelo en muchas zonas costeras del mundo (Han y col., 2014). De hecho, en el área de estudio los agricultores locales han utilizado las algas en pequeñas parcelas dedicadas casi siempre al cultivo de hortalizas para consumo doméstico. Sin embargo, el uso de materiales no estabilizados en agricultura puede causar problemas tanto en el suelo como en las plantas. Algunos de estos problemas podrían resolverse mediante el co-compostaje de este material con otros materiales orgánicos. Además, las algas se caracterizan por una relación C/N relativamente baja y una alta salinidad. De esta manera, y mediante la dilución de los residuos de algas con un agente estructurante con una salinidad más baja y un contenido de C más alto, se podría obtener un compost de calidad. En un proyecto financiado por la Fundación Tauw que estamos llevando a cabo en el municipio de Rota (Cádiz), proponemos la bioconversión de residuos de algas en un recurso seguro y rico en nutrientes a través de un enfoque de co-compostaje utilizando restos de poda El objetivo es fabricar un fertilizante orgánico para agricultura y jardinería que podría reducir la necesidad de fertilizantes inorgánicos y disminuir la huella de C de los residuos de algas.



2. Material y métodos

2.1. Proceso de compostaje

La recolección de material de algas marinas (AM) se realizó mecánicamente en las playas de Rota (Cádiz) utilizando excavadoras y se transportaron a una planta de compostaje (Compost Ecologico) ubicada en el mismo municipio. Como co-sustrato se utilizaron restos de poda suministrados por la planta (RP). Se realizó una caracterización de los materiales (Tabla 1). El compostaje se llevó a cabo en pilas volteadas de aprox. 10 m de largo, 1.5 m de ancho y 1 m de alto. Estas medidas se eligieron en función de la maquinaria volteadora de la planta. Se añadió agua a cada pila para alcanzar una humedad inicial de 30-35%. Se construyeron 3 pilas: Pila 1 mezcla de 1 parte de AM y 2 partes de RP, pila 2 mezcla de 1 parte de AM y 1 parte de RP y pila 3 mezcla de 2 partes de AM y 1 parte de RP (proporciones en volumen). Se realizaron 6 volteos (9, 15, 31, 47 y 72 días después de la construcción de las pilas). Las pilas se regaron para mantener el contenido óptimo de humedad. La temperatura se registró por medio de seis réplicas en cada pila cada 2-3 días usando un termómetro digital con una sonda de 1 m de largo. El control del olor se realizó utilizando olfatómetros de campo.

2.2. Muestreo y análisis de compost

Se recogieron muestras para el análisis al comienzo del proceso, así como después de cada volteo y al final del período de maduración. En cada pila, se recogieron tres muestras compuestas de aprox. 10 L en tres puntos. El contenido de humedad se midió mediante secado a 105°C, el pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron en el extracto de compost/agua 1: 5 (p/v), el C por ignición a 430°C y el N-Kjeldahl. Los contenidos de nutrientes y elementos traza se determinaron después de la digestión con agua regia en horno de microondas por ICP-OES. Se realizaron pruebas de germinación con berro (Lepidiumsativum) (Zucconi y col).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución de la temperatura

Las tres pilas tuvieron una fase inicial en la que las temperaturas fueron superiores a 50°C (fase termofílica) (Figura 1a). El aumento de temperatura está relacionado con la presencia de materia fácilmente biodegradable que generó emisión de calor como resultado de la actividad de los microorganismos termofílicos. Esta fase fue seguida por una fase mesofílica y otra de maduración. Después de los dos primeros eventos de volteo, se observaron incrementos de temperatura en las pilas, los posteriores no los causaron. Las temperaturas más altas se midieron en la pila 1, la pila con la mayor cantidad de RP, y las más bajas se midieron en la pila 3, la pila con la mayor cantidad de AM. Las algas, debido a la gran cantidad de arena que las acompaña, tienen una menor cantidad de materia orgánica biodegradable. La evolución de la temperatura fue generalmente similar a la encontrada por otros autores que usan algas (Cecchi y col., 1993; Michalak y col., 2016) y otros residuos orgánicos de diferente naturaleza. Aunque en la pila 3, las temperaturas no alcanzaron valores superiores a 60°C, necesarios para la eliminación de patógenos y semillas no deseados el tiempo de exposición y la temperatura podría ser suficiente para eliminar problemas de fitotoxicidad (Böhm, 2007).

3.2. Evolución de la humedad

Durante los primeros 20 días, el contenido de humedad de las tres pilas fue de alrededor del 25-30%, valores que se consideran óptimos para el proceso (Figura 1b).



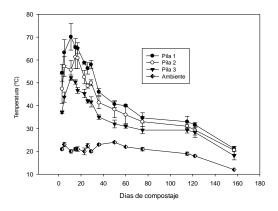
Sin embargo, en la pila 3, por su naturaleza hidrófoba debido a la gran cantidad de arena, fue más difícil mantener estos valores por encima del 20%. Después de este momento, el contenido de humedad disminuyó durante la fase mesofílica y de maduración.

3.3. Evolución del pH y la CE

Durante el primer mes hubo un aumento del pH en las tres pilas (datos no mostrados). Este aumento en el pH podría ser el resultado de la desaparición de los ácidos grasos al final de la fase termofílica y a los iones de amonio liberados durante el proceso. Los valores finales de pH de los tres compost fueron alrededor de 8, lo que significa que estos productos son seguros desde el punto de vista agrícola. El control de los valores de salinidad es probablemente uno de los factores limitante para el uso de este tipo de productos y puede influir en las poblaciones microbianas que gobiernan el proceso. Los valores más altos de salinidad se encontraron en muestras de pila 3. Algunos autores han indicado que valores de salinidad superiores a 8 mS cm⁻¹ afectan a los microorganismos (Santamaría-Romero y Ferrera-Cerrato, 2001). Ninguna de las pilas presentó valores de CE superiores a este valor.

3.4. Evolución del C y N

La evolución del carbono orgánico se muestra en la Figura 2a. La evolución durante la fase activa del compostaje fue en las tres pilas la típica con la ligera disminución del carbono debido a la degradación de la materia orgánica. Los valores totales de C y N (Figura 2b) fueron mucho más bajos en el último muestreo. Este hecho debe explicarse por el tamizado, ya que la fracción de poda gruesa con gran cantidad de C (y también N) se elimina del producto final en esta operación. Además, la eliminación de esta fracción orgánica gruesa aumenta la concentración de arena en los productos finales.



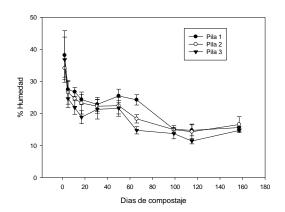


Figura 1. Evolución de los valores medios de temperatura (a) y de humedad (b) en las tres pilas de compostaje (las barras indican DE de los tres replicados)



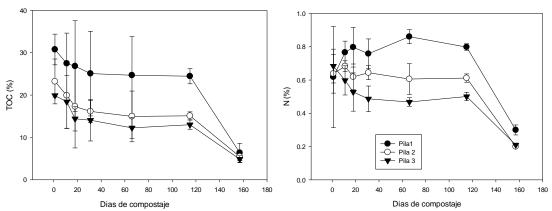


Figura 2. Evolución de los valores medios de C (a) y de N (b) en las tres pilas de compostaje (las barras indican DE de los tres replicados)

3.5. Caracterización química de los productos finales

El tamizado se realizó después de la fase de maduración y se caracterizó el producto de cada pila (Tabla 1). Se observó pH alcalino en los tres productos y los valores de salinidad no deberían ser un problema de fitotoxicidad para las plantas. El test de germinación reveló que los productos no eran fototóxicos desde la segunda semana de compostaje (datos no mostrados). Como se ha explicado, los valores de C y N fueron mucho más bajos que los obtenidos antes del tamizado. Los productos tienen contenidos moderados en P y K y altos contenidos en Mg y Ca. El contenido de elementos traza, fue mucho más bajo que los encontrados en otro tipo de materiales como el compost de origen urbano). Aunque las algas podrían tener la capacidad de acumular elementos traza, los materiales iniciales (Tabla 1) tenían un contenido muy bajo de estos elementos.

Tabla 1. Caracterización de los materiales de partida y de los compost finales

Parametro	Unidad	Residuo de alga	Resto de poda	Pila 1 final	Pila 2 Final	Pila 3 final
рН		7,98 (0,15)	8,07 (0,05)	7,98 (0,15)	8,07 (0,05)	8,03 (0,03)
EC	mS cm ⁻¹	1,79 (0,10)	1,87 (0,28)	1,79 (0,10)	1,87 (0,28)	2,40 (0,39)
TOC	%	15,5 (2.21)	50,8 (0,51)	6,37 (2,42)	5,47 (0,98)	4,87 (1,29)
N	%	0,67 (0,08)	0,95 (0,08)	0,30 (0,03)	0,20 (0,002)	0,21 (0,02)
C/N		23,1	53,4	21,2	27,3	23,2
P_2O_5	%	0,11 (0,02)	0,21 (0,09)	0,12 (0,02)	0,09 (0,01)	0,09 (0,04)
K ₂ O	%	0,57 (0,29)	0,93 (0,16)	0,34 (0,06)	0,25 (0,03)	0,27 (0,09)
CaO	%	8,93 (1,41)	1,86 (0,36)	9,66 (0,42)	9,15 (0,02)	10,3 (0,39)
MgO	%	0,83 (0,13)	0,35 (0,04)	0,53 (0,07)	0,46 (0,05)	0,55 (0,07)
Na	%	2,42 (0,21)	0,20 (0,06)	0,19 (0,01)	0,18 (0,02)	0,23 (0,02)
SO3	%	2,32 (0,53)	0,46 (0,02)	0,31 (0,03)	0,25 (0,02)	0,29 (0,05)
Fe	mg kg ⁻¹	3711 (510)	377 (0,02)	0,44 (0,06)	0,39 (0,02)	0,39 (0,06)
As	mg kg '	6,38 (0,48)	4,96 (19,7)	6,38 (0,48)	4,96 (1,07)	4,36 (2,73)
Cd	mg kg ⁻¹	<0,01	<0,01	0,04 (0,03)	0,02 (0,02)	0,02 (0,05)
Cr	mg kg ⁻¹	7,53 (1,04)	3,33 (0,14)	11,4 (8,47)	6,53 (1,34)	7,91 (3,04)
Cu	mg kg '	7,35 (2,03)	4,52 (0,75)	12,1 (6,56)	12,4 (6,97)	7,84 (4,24)
Mn	mg kgʻ	257 (61,0)	20,5 (3,80)	166 (22,0)	149 (18,2)	172 (20,2)
Ni	mg kg ⁻¹	3,76 (0,85)	1,53 (0,07)	6,13 (3,47)	3,55 (0,12)	4,13 (1,63)
Pb	mg kg ⁻¹	5,22 (2,29)	1,38 (0,40)	7,04 (4,32)	6,20 (4,73)	4,43 (2,90)
Zn	mg kg ⁻¹	21,5 (3,19)	18,9 (2,26)	28, 1(11,4)	20,1 (5,58)	21,4 (6,30)



4. Conclusiones

El proceso de compostaje de los restos de algas es viabley no se detectaron problemas de olores medidos por olfatometría. Los productos finales no presentan fitotoxicidad aunque su calidad tendrá que ser probada en pruebas agronómicas. Es importante que el método de recolección de algas sea más selectivo para obtener productos finales con mayor calidad nutricional y menor cantidad de arena.

5. Bibliografía

- Castaldi, P., Melis, P., 2004. Growth and yield characteristics and heavy metal content on tomatoes grown in different growing media. Commun. Soil Sci. Plant
- Cecchi, F., Vallini, G., Pavan, P., Bassetti, A., Mataalvarez, J., 1993. Management of macroalgae from Venice Lagoon through anaerobic co-digestion and cocomposting with municipal solid waste (MSW). Water Sci. Technol. 27, 159–68.
- Han W, Clarke W, Pratt S 2014 Composting of waste algae: A review. Waste Management 34 (2014) 1148–1155.
- Kumar, S. (2011). Composting of municipal solid waste. Critical Reviews in Biotechnology. 31(2), pp. 112-136
- Michalak, I, Tuhy, L, Chojnacka, K. (2016) Co-Composting of Algae and Effect of the Compost on Germination and Growth of Lepidium sativum Pol. J. Environ. Stud. Vol. 25, No. 3 (2016), 1107-1115.
- Santamaria-Romero, S., Ferrera-Cerrato, R., 2001. Dynamics and relationships among microorganisms, C-organic and N-total during composting and vermicomposting. Agrociencia 35, 377–383.
- Zucconi F, Forte M, Monaco A, De Bertoldi M. Biological evaluation of compost maturity. Biocycle 1981;22:54–7

6. Agradecimientos

Los Autores agradecen al proyecto "Bio-resourcing sea-algal waste" financiado por la TauwFoundation.



CONTAMINACIÓN Y CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE COMPOST PRODUCIDO EN PLANTAS DE TRATAMIENTO INDUSTRIAL

<u>Juan A. López-González</u>, Mª José López, Francisca Suárez-Estrella, Macarena Jurado, Inés Fernández-Luque, Laura López-Escánez y Joaquín Moreno

Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL E04120, Almería, España; Igj132 @ual.es

Resumen: Los compost producidos en plantas industriales de tratamiento de residuos necesitan asegurar unos mínimos estándares de calidad, con el fin de generar un producto de utilidad agronómica. Bajo la realidad actual, las plantas de compostaje industrial se enfrentan a situaciones y dificultades que ponen en compromiso este objetivo. Para conocer el alcance de este problema, este trabajo se ha centrado en el estudio microbiológico de compost procedente de 15 plantas de compostaje industrial que gestionan residuos de diversa procedencia (residuo vegetal, residuo sólido urbano, lodo de depuradora, residuo de la industria agroalimentaria y alpeorujo). Sobre estos compost se estudiaron los niveles de microbiota aerobia a 37 °C, coliformes totales, coliformes fecales, Escherichiacoli, enterococos, clostridios sulfito reductores y presencia de Salmonella y Listeria. Los resultados sugieren que los compost generados en plantas industriales cumplieron con una salvedad los requerimientos marcados por la legislación (ausencia de Salmonella y recuentos de E. coli inferiores a 1000 UFC/g de compost). Pese a esto, ciertos compost fueron portadores de cantidades ingentes de grupos microbianos asociados a la contaminación fecal, como los enterococos, que destacaron en diversos compost. Fue de destacar la presencia de Listeria en estos sustratos orgánicos, lo que este grupo, que presenta cierta termolabilidad, no queda destruido en algunos casos, mediante procesos de compostaje industrial.

Palabras clave: Listeria, coliformes fecales, compost industrial, contaminación fecal, Salmonella.

1. Introducción

El motivo del incremento del volumen de residuos que son tratados mediante compostaje en los últimos años reside en la sostenibilidad ambiental y competitividad económica de este proceso (Pergola y col., 2018). El compostaje a escala industrial se ha convertido en una herramienta fundamental dentro del nuevo modelo de economía circular que se promueve actualmente dentro de la Unión Europea (Razza y col., 2018). Esta nueva situación debe gestionarse de forma correcta, de modo que genere unos productos que aseguren calidad y seguridad en los tratamientos, ya que, existen grandes diferencias entre el compostaje industrial y el compostaje a pequeña escala. Es relativamente sencillo controlar y monitorizar los procesos a pequeña escala generando productos de una excelente calidad. Aunque, es factible obtener buenos resultados a escala industrial, con frecuencia, se obtienen materiales de calidad muy variable (Barrena y col., 2014). Ya sea por los problemas de monitoreo de las pilas o por la situación de sobresaturación a las que se enfrentan muchas plantas industriales en determinadas circunstancias, se hace necesario el empleo de técnicas sencillas que identifiquen estos problemas. El control de la calidad microbiológica del compost mediante estudios que empleen indicadores de contaminación fecal en los procesos supone una herramienta sencilla para evaluar las condiciones de higienización en plantas industriales. Para conocer el alcance de este problema, este trabajo se ha centrado en el estudio microbiológico de compost procedentes plantas de compostaje industrial que gestionan residuos de diversa procedencia.



2. Material y Métodos

Los compost del experimento se obtuvieron de 15 plantas de compostaje industrial situadas en el sudeste español. Las plantas fueron escogidas porque, entre todas, procesan los 5 tipos residuos más comunes actualmente producidos por el ser humano (residuo vegetal, residuo sólido urbano, lodo de depuradora, residuo de la industria agroalimentaria y alpeorujo). Además, para obtener valores representativos de las materias primas, se muestrearon 3 plantas industriales por cada tipo de residuo (Tabla 1).

Tabla 1. Información de cada uno de los procesos de compostaje industrial evaluados.

Código planta	Mezcla para compostaje	Duración compostaje (Bio-oxidativa + Maduración)
RV1	Residuos vegetales hortícolas de invernadero triturados (tallos y hojas de pepino y calabacín).	4 meses (3 B + 1 M)
RV2	Residuos vegetales hortícolas de invernadero no triturados (tallos y hojas de pepino y calabacín).	4 meses (3 B + 1 M)
RV3	Residuos vegetales hortícolas de invernadero no triturados (tallos y hojas de pimiento).	3 meses (1 B + 2 M)
RSU1	RSU recogida no separada.	3,5 meses (1,5 B + 2 M)
RSU2	RSU recogida no separada.	4,5 meses (2,5 B + 2 M)
RSU3	RSU recogida no separada.	3 meses (1 B + 2 M)
LD1	Lodo de depuradora + restos de poda (paja) (1:1 v/v).	3,5 meses (2,5 B + 1 M)
LD2	Lodo de depuradora + restos de poda (1:1 v/v).	3 meses (2 B + 1 M)
LD3	Lodo desecado + restos de poda (1:2 v/v).	3 meses (1 B + 2 M)
RAA1	Lodos cítricos + poda palmeras (1:3 v/v).	8 meses (5 B + 3 M)
RAA2	Destrío tomate + plantas tomate.	6 meses (4 B + 2 M)
RAA3	Lodo cítrico + lodo digestión anaerobia contenido digestivo cerdos + residuos de poda (palmera) 3:1:1, 5 volumen.	4 meses (2 B + 2 M)
ALP1	Alperujo + gallinaza + paja 648 t : 115 t: 32 t mínima cantidad adicional estiércol.	8 meses (6 B + 2 M)
ALP2	Alperujo + estiércol + hojas olivo + compost maduro Por cada 25.000 kg de masa de alpeorujo se añade 7.000 kgs de hojas de olivo, 2.000 kgs de estiércol y 1.600 litros de compost maduro.	7 meses (5 B + 2 M)
ALP3	Alperujo + estiércol + hojas olivo 1 t :0,45 t : impreciso.	5 meses (3 B + 2 M)

Sobre estos compost se estudiaron diferentes parámetros relacionados con la contaminación fecal (Hussain, 2019). Se evaluaron mediante técnica del Número Más Probable (NMP) los niveles de enterococos fecales y del grupo de los coliformes (coliformes totales, fecales y Escherichiacoli). Los enterococos se evaluaron en caldo Rothe y posteriormente se confirmaron mediante tinción de Gram. Los coliformes se midieron en caldo lactosado con púrpura de bromocresol y campana de Durham (48 h a 37 °C para totales y 44,5 °C para fecales), E. colise confirmó sobre los fecales positivos en medio EMB. Además, se establecieron recuentos mediante diluciones seriadas para los niveles de microbiota aerobia a 37 °C en AN y clostridios sulfito reductores, mediante siembra en condiciones de anaerobiosis estricta en medio SPS. Por último, se evaluó la presencia de Salmonella y Listeria. Para ello, se realizó una incubación del compost en agua de peptona tamponada como pre-enriquecimiento (24 h a 37 °C). Posteriormente, se sembraron en medio de enriquecimiento (caldo selenito cistina para Salmonella y caldo Fraser para Listeria). Tras el enriquecimiento se realizaron aislamientos en medio selectivo (Agar Hektoen para Salmonella y Agar Palcam para Listeria). Por último, las colonias sospechosas de Salmonella fueron



confirmadas en Agar Kligler y las de *Listeria* mediante tinción de Gram. Todos los ensayos se efectuaron por triplicado. El análisis estadístico de los resultados obtenidos se llevó a cabo mediante un análisis multifactorial de la varianza (ANOVA). Tanto los análisis de Mínima Diferencia Significativa (LSD) como los diagramas de dispersión de los datos se realizaron teniendo en cuenta un nivel de confianza del 95%.

3. Resultados y Discusión

Según la normativa vigente (Real Decreto 506/2013) con relación a los recuentos de coliformes y concretamente a la exigencia de que los niveles de *E. coli* sean menores a 1000 UFC/g (Log (UFC/g) <3), todos los compost analizados cumplieron esta condición excepto RSU2 (Figura 1a). Este hecho señala que, en esta planta la higienización térmica no fue adecuada, ya que, al emplear un sistema cerrado, impedía la posible contaminación por la fauna colindante.

La microbiota aerobia a 37 °C fue dependiente de la naturaleza de los residuos y de las plantas de tratamiento. De este modo, se pudo observar que la menor carga microbiana se correspondió con el alperujo (Figura 1b). Por lo tanto, se puede deducir que el resultado de microbiota a 37 °C depende en gran medida de cómo haya sido su tratamiento. De hecho, existe una especial correlación en los datos entre la duración completa de los procesos de compostaje y el recuento microbiano de este grupo, que en realidad no marca la presencia de patógenos humanos, pero si puede arrojar información interesante sobre el estado de estabilización de los compost generados. su biodiversidad y su posible uso ulterior (Estrella-González y col. 2020). Los resultados obtenidos en el recuento de enterococos fecales de los compost analizados oscilaron entre las 2,68 unidades logarítmicas del recuento más bajo obtenido correspondiente al compost RAA1 y las 5,61 unidades logarítmicas del recuento más alto obtenido perteneciente al compost RSU2. De acuerdo con las exigencias dispuestas en la Comisión Europea (2016) (Log (UFC enterocos fecales/g) <3), hasta 5 plantas analizadas no cumplieron esta condición. De modo similar, la contaminación fecal que marca la presencia de clostridios sulfito reductores fluctuó entre plantas, aunque se adscribió principalmente a residuos como los lodos de depuradora o de la industria agroalimentaria (Figura 1b).

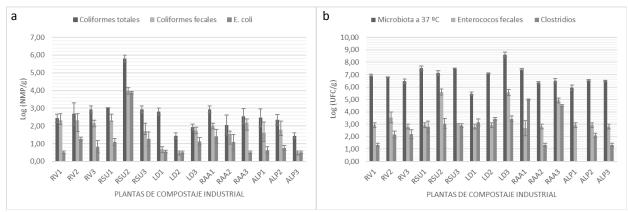


Figura 1. (a) Recuento del grupo de coliformes en compost; (b) Recuento de microbiota aerobia a 37 °C, enterococos fecales y clostridios en compost.

En el análisis para la detección de Salmonella se muestra que el único compost contaminado con dicho patógeno es RSU2 (Tabla 2). Esto pudo deberse a un incorrecto manejo de la fase termófila y de maduración durante el proceso de compostaje de la planta mencionada, mientras que en el resto de compost producidos mediante compostaje industrial no se detectó. Salmonella es un patógeno Gram



negativo de elevada susceptibilidad térmica (Singh y col. 2012). De hecho, tratamientos térmicos suaves puede acabar con ella, por lo tanto, el hecho de hallarla en compost finales es un síntoma claro de falta de higienización evidente. Por ello, es el patógeno cuya ausencia exige la legislación de fertilizantes y afines exige (Real Decreto 506/2013). En el caso de *Listeria*, se encontró mayoritariamente en materiales de residuos vegetales, residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora, mientras que en alperujo se mostró completamente ausente. La presencia de *Listeria* en unas plantas y su ausencia en otras de residuos similares señala que la contaminación no está adscrita solo a la naturaleza del residuo, sino que también depende de la eficacia del proceso de compostaje realizado en cada una de las plantas para la eliminación de patógenos. Es importante considerar la evaluación de este género en compost, ya que, pese a que existen especies inocuas para el ser humano dentro del género *Listeria*, la presencia del patógeno *L. monocytogenes*supone un riesgo innecesario de transferencia a suelo y planta.

Tabla 2. Alialisis de la bieselicia de Gallifoliella y Listella eli collibt	Tabla 2. Análisis de la	presencia de	Salmonella v	v <i>Listeria</i> en compo:
--	-------------------------	--------------	--------------	-----------------------------

Table 2.7 thandle do la procentia de Camherrena y Eleteria en cen								
Planta	Salmonella	Listeria	Planta	Salmonella	Listeria			
RV1	Ausencia	Presencia	RAA1	Ausencia	Presencia			
RV2	Ausencia	Presencia	RAA2	Ausencia	Ausencia			
RV3	Ausencia	Ausencia	RAA3	Ausencia	Ausencia			
RSU1	Ausencia	Presencia	ALP1	Ausencia	Ausencia			
RSU2	Presencia	Presencia	ALP2	Ausencia	Ausencia			
RSU3	Ausencia	Ausencia	ALP3	Ausencia	Ausencia			
LD1	Ausencia	Presencia						
LD2	Ausencia	Ausencia						
LD3	Ausencia	Presencia						

4. Conclusiones

Los compost producidos mediante compostaje industrial contenían unos niveles de *E. coli* y *Salmonella* permitidos por la legislación actual, a excepción de los productos generados en plantas de residuos sólidos urbanos, cuyo caso es altamente dependiente de las labores de higienización efectuadas. Los compost originados de compostaje industrial de alperujo resultaron ser los de menor contaminación fecal, por lo que en estas plantas se realizaron los procesos de higienización adecuados, caracterizados por una mayor duración del periodo de fase bio-oxidativa.

5. Bibliografía

Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., Sánchez, A., 2014. Home composting versus industrial composting: influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *WasteManag.* 34, 1109-1116.

Comisión Europea. 2016. ANEXOS de la 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. https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2016/ES/1-2016-157-ES-F1-1-ANNEX-1.PDF (fecha de consulta 15 de junio 2020).

Estrella-González, M. J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., López, M. J., López-González, J. A., Siles-Castellano, A. B., Moreno, J., 2020. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost on an industrial scale. *Biores. Technol.* 303, 123557.

Hussain, Q.A., 2019. Chapter 10 - Bacteria: the natural indicator of environmental pollution. In: Bandh, S.A., Shafi S., Shameem, N., (Eds.), Freshwater Microbiology. Perspectives of Bacterial Dynamics in Lake Ecosystems. Academic Press. USA. pp 393-420.



- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A.M., Meo, V., Pastore, V., Adamo, C., Celano, G., 2018. Composting: The way for a sustainable agriculture. *Appl. Soil Ecol.* 123, 744-750.
- Razza, F., D'Avino, L., L'Abate, G., Lazzeri, L., 2018. The role of compost in bio-waste management and circular economy. In: Benetto, E., Gericke, K., Guiton, M. (Eds.), Designing Sustainable Technologies, Products and Policies. Springer, Cham, Switzerland, pp. 133-143.
- Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Ministerio de la Presidencia. http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf (fecha de consulta 15 de junio 2020).
- Singh, R., Kim, J., Jiang, X., 2012. Heat inactivation of *Salmonella* spp. in fresh poultry compost by simulating early phase of composting process. *J. Appl. Microbiol.* 112(5), 927-935.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto ALG2015-64512-R.



OPTIMIZACIÓN DEL CO-COMPOSTAJE DE GALLINAZA CON DIFERENTES RESIDUOS ESTRUCTURANTES EN VALL DE LAGUAR (ALICANTE)

María Ángeles Bustamante¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante) Correo electrónico: teresa.fernandez@gmx.es

Resumen: El aumento de la demanda de enmiendas orgánicas para los suelos hace que sea difícil encontrar residuos con los que generar compost adecuados para los cultivos. Además, la industria de pollos de engorde genera grandes cantidades de estiércoles que pueden ser un buen ingrediente para el compostaje. Este estudio se basa en el co-compostaje de gallinaza (G), con poda urbana (PU), raspón (RA) y alperujo (AL) disponibles en el entorno de la explotación ganadera en Vall de Laguar (Alicante). Con el objetivo de obtener enmiendas orgánicas, con garantías de estabilidad y calidad, para aplicar a suelos cultivados de la zona contribuyendo con ello, a cerrar el ciclo de nutrientes y mejorar las condiciones de los suelos, en vías de degradación, se planteó la elaboración de 5 procesos de compostaje. La composición de ingredientes de cada proceso en % sobre materia fresca fue: GVA92: G (88%) + RA (12%), GVA93: G (69,8%) + PU (30,2%), GVA96: G (100%), GVA97: G (31%) + AL (69%), GVA98: G (28,2%) + PU (7,5 %) + AL (64,2 %). Se plantearon procesos de compostaje en sistemas abiertos, con volteo periódico de tipo mecánico, se conformaron las pilas mediante sistema sándwich y se controló periódicamente la temperatura y humedad. La duración de la etapa bio-oxidativa de los procesos fue de 87 días para GVA92, GVA93 y GVA96 con dos volteos; y para los GVA97 y GVA98 fue de 67 días con un volteo. El compost que obtuvo mejor comportamiento térmico es el formado por tres ingredientes (GVA98) con una temperatura máxima de 74°C. Desde el punto de vista fertilizante el % de N de los compost se situó entre 2,3-2,6, el $^{\circ}\text{P}_2\text{O}_5$ entre 1,6-3,2 y el $^{\circ}\text{K}_2\text{O}$ entre 1,9-3,5. El compost compuesto solo por gallinaza (GVA96) fue el que mejores valores fertilizantes presentó (2,41%NT, 3,19%P₂O₅ y 3,48%K₂O), pero también el que menor porcentaje de sustancias húmicas tenía con un 4,4 % de carbono extraíble.

Palabras clave: alperujo, poda urbana, EXI2, compuestos húmicos, compost.

1. Introducción

Las granjas de pollos de engorde se encuentran con grandes problemas para la gestión de sus residuos. Estos problemas derivan de la gran cantidad de material que generan y del coste de gestión de ese residuo. El ganadero debe asumir el gasto que conlleva el uso de una cama para su ganado y además, esa cama se cambia cada vez que comienza una nueva crianza (30-45 días), esto genera grandes volúmenes de residuo que, muchas veces, es gestionado por un gestor externo con el coste que ello conlleva. Mediante el compostaje los ganaderos pueden autogestionar los residuos de sus granjas y obtener un fertilizante orgánico (compost) que pueden utilizar en sus cultivos, incrementando sus beneficios. El objetivo de este estudio es determinar los materiales adecuados para el co-compostaje de gallinaza utilizando residuos cercanos a la explotación.

2. Material y Métodos

El presente estudio se llevó a cabo en Vall de Laguar (Alicante), en una parcela cercana a la granja de pollos de engorde de donde se obtuvo la gallinaza (G). Se elaboraron 5 pilas cuyas mezclas se presentan en la Tabla 1. Las pilas se formaron colocando los materiales de forma alterna, volteándolos y regándolos para homogeneizar y dar la humedad necesaria a la mezcla. El proceso de compostaje fue



abierto, con pila volteada y riego por goteo para asegurar una correcta humedad durante el proceso. Se recogieron muestras de: las materias primas, la mezcla inicial, la mezcla al final del proceso bioxidativo y tras 30 días de maduración. Se analizaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos asociados al desarrollo del proceso de compostaje, siguiendo los métodos descritos por Bustamante y col. (2012). El control térmico permitió obtener el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), según Vico et al. (2018). La gallinaza (G) utilizada es una mezcla de deyecciones de pollo y paja de arroz que se caracteriza por su baja humedad, salinidad media y por un contenido medio en P y alto en N y K. El raspón destaca por su baja densidad aparente y su alta C/N, concentración de potasio y de polifenoles. La PU procedente del Ayto. de Denia destaca por su bajo contenido en nutrientes y materia orgánica. El AL proviene de una almazara cercana a la explotación ganadera, su alta humedad y densidad hacen que sea un residuo muy pastoso. Su relación C/N es alta, su salinidad es media, su contenido en K y polifenoles es alto.

Table 1	Dropiododoo	ficiocouímicos	طم امم نممه	adiantaa	utilizadaa
Tabia I.	Probledades	fisicoquímicas	ae ios mai	ealentes	utilizados.

Propiedades	G	RA	PU	AL
Humedad (%)	18,4	36,5	35,5	65,5
Materia seca (%)	81,6	63,6	64,5	34,5
Densidad aparente (kg/L)	0,291	0,07	0,182	0,979
pH (ud pH)	7,2	3,5	6,4	5,9
Conductividad Eléctrica (dS/m)	3,8	3,2	2,5	3,9
Materia orgánica total, MOT (%)	80,1	91,8	72,2	89,1
Cenizas (%)	19,9	8,2	27,8	10,9
Nitrógeno total, NT (%)	2,6	0,7	1,4	0,9
Carbono orgánico total, COT (%)	39,2	44,9	42,3	51,3
Relación COT/NT	15,0	67,8	32,5	60,0
Fosforo total (g/mg)	8,63	0,53	<0,02	1,50
Potasio total (g/kg)	24,6	25,7	10,8	20,2
Sodio total (g/kg)	9,24	2,82	2,52	3,24
Polifenoles (mg/kg)	7.731	13.783	3.617	11.988
Ingredientes				
GVA92	88,0	12,0	-	-
GVA93	69,8	-	30,2	-
GVA96	100	-	-	-
GVA97	31,0	-	-	69,0
GVA98	28,2	-	7,5	64,3

G: gallinaza, PU: poda urbana, RA: raspón y AL: alperujo.

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación del proceso

En la Figura 1a se puede observar la evolución térmica de las diferentes mezclas. La pila con gallinaza (GVA96) comenzó con Tª elevada, debido a que el proceso se iniciaría en el momento del acopio. Las mezclas de alperujo (GVA97 y GVA98) fueron las que más tardaron en alcanzar la Tª máxima, unos 30 días. GVA92 y GVA93 alcanzaron Tª máximas (> 70°C) en los primeros 3 días de proceso. Se realizó un primer volteo en las mezclas GVA92, GVA93 y GVA9 a los 20 días de proceso y en las mezclas GVA97 y GVA98 a los 27 días que hizo que aumentase de nuevo la Tª máxima. Tras el segundo volteo a los 47 días no se observaron variaciones significativas de la temperatura.

A nivel térmico (Tabla 2), los procesos se han mantenido con T^a superiores a 40°C un mínimo de 45 días. Todos los procesos superaron los 70° C de T^a máxima excepto el GVA96. En todos los procesos se alcanzaron T^a de higienización, superando más



de 6 días Tª de 65°C. Las pilas GVA93 y GVA98 fueron las que mayor Tª alcanzaron y, por lo tanto, las que mayor EXI acumulado obtuvieron. En la Figura 1b se puede ver la evolución del EXI acumulado en las diferentes pilas, se observa que el GVA93 tuvo una exotermia más rápida y de nivel medio en comparación con el resto de procesos. El GVA98 tuvo una exotermia de velocidad media, pero fue la más intensa con mayores valores de EXI2 y de ratio EXI2/días fase bio-oxidativa.

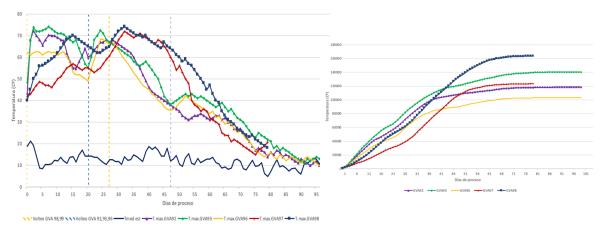


Figura 1a. Perfiles térmicos de los procesos

Figura 1b. Evolución EXi2 acumulado

Tabla 2. Evolución de los índices de seguimiento térmico del proceso.

Table 21 Everagion de les maisses de seguimente termises del processi							
Parámetro	GVA92	GVA93	GVA96	GVA97	GVA98		
Días fase bio-oxidativa	87	87	87	67	67		
Nº Días F.Bio-oxid/ >40°C	46	58	48	55	63		
Nº Días F.Bio-oxid/ >65°C	21	24	6	17	27		
Nº Días F.Bio-oxid/ >70°C	4	14	0	7	11		
Temperatura máxima pila	72,2	74,0	68,5	72,0	74,0		
Temperatura promedio pila	44,5	48,8	42,7	52,8	60,0		
Nº Días >40°C/ Días fase bio-oxid.	0,53	0,67	0,55	0,82	0,94		
Índice EXI ² (°C ²)	118.469	140.242	103.111	122.311	160.837		
Ratio EXI ² /días f. bio-oxid.	1362	1612	1185	1826	2401		

El pH (Tabla 3) aumenta en todos los procesos salvo en los compost GVA92 y GVA96 y, además los compost finales se sitúan en rango adecuado para su uso agrícola (6,0-8,5 pH). Los compost con AL (GVA97 y GVA98) mostraron un pH más alcalino. La CE más alta corresponde al compost de gallinaza (GVA96) y la más baja a los compost de AL (GVA97 y GVA98). La MO en los compost varía entre 54,4 % para el compost con PU (GVA93) y 75,6% para el compost con AL (GVA98). La pérdida de materia orgánica más destacable es la que se produce en el monocompostaje de gallinaza (GVA96). La relación C/N disminuye en todos los casos a lo largo del proceso. EL Paumenta en todos los procesos. EL K disminuye en los GVA92 y GVA97, en cambio, en el resto de los procesos aumenta ligeramente. El Na disminuye, excepto para GVA96 que aumenta ligeramente.



Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos en el compostaje.

	Tiempo de	ьЦ	CĖ	МО	Pérdida	COT/TN	COT	NT	Р	K	Na
	proceso	pН	(dS/m)	(%)	MO (%)	COT/TN	(%)	(%)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)
	Inicio	7,85	5,77	79,7	0	17,1	39,2	2,29	8,27	25,7	7,78
GVA92	Final bio-oix.	7,91	6,09	74,8	24,3	16,6	40,6	2,45	11,4	26,5	7,74
	Madurez	7,82	5,37	74,3	26,2	16,6	37,8	2,28	9,53	24,3	7,33
	Inicio	7,46	4,72	65,9	0	19,1	34,7	1,81	5,03	18,9	7,35
GVA93	Final bio-oix.	7,60	4,45	54,5	38,0	14,5	30,1	2,08	7,86	17,5	6,31
	Madurez	7,65	4,55	54,4	38,4	13,0	29,8	2,30	8,32	19,5	6,62
	Inicio	7,93	5,75	83,5	0	15,6	44,5	2,85	7,74	24,6	9,24
GVA96	Final bio-oix.	7,84	6,45	70,7	52,5	14,3	35,5	2,49	11,72	26,7	9,01
	Madurez	7,66	6,79	66,1	61,5	14,2	34,3	2,41	13,91	28,8	10,3
	Inicio	6,96	5,96	82,1	0	21,9	42,7	1,95	6,25	25,6	7,65
GVA97	Final bio-oix.	8,04	2,95	76,0	30,9	18,2	39,6	2,18	9,65	15,7	6,17
	Madurez	8,11	3,27	75,6	32,2	15,1	39,0	2,58	9,13	16,0	4,44
	Inicio	6,98	4,78	74,0	0	22,1	39,8	1,80	4,63	19,1	8,06
GVA98	Final bio-oix.	7,99	3,36	66,0	31,7	15,1	38,0	2,51	8,31	18,9	4,88
	Madurez	8,12	3,60	65,3	33,8	14,8	35,8	2,41	7,22	19,3	4,86

3.2. Evaluación del producto

Las características de los compost finales se muestran en la Tabla 4. El contenido fertilizante en los compost varió entre medio y alto, N (2,2-2,6), P_2O_5 (1,6-3,2) y K_2O (1,9-3,5), obteniéndose los mejores resultados en el GVA96 y seguido del GVA92 (G, G+RA, respectivamente). Todos los compost presentaron valores altos de polifenoles hidrosolubles (PH), aunque todos verificaron el requisito que para el compost de alperujo (PH<0,8%) se establece en el RD 999/2017 sobre productos fertilizantes. Todos los compost salvo el GVA 96 (G) resultaron ser fitotóxicos, limitando su uso como sustrato en semillero. Los valores de (CCC) indicaron una adecuada madurez de los compost, aunque es inferior a la obtenida por otros autores (Vico y col., 2018). Todos los compost presentan una relación de humificación y un índice de humificación superior al límite establecido por diversos autores (Bernal y col., 2009 y Roletto y col.,1985).

Tabla 4.Características de los compost finales.

Parámetro	GVA92	GVA93	GVA96	GVA97	GVA98
Densidad aparente (g/cm³)	0,26	0,37	0,27	0,30	0,34
NT (%)	2,28	2,30	2,41	2,58	2,41
P ₂ O ₅ (%)	2,19	1,91	3,19	2,09	1,65
K ₂ O (%)	2,92	2,35	3,48	1,93	2,33
Polifenoles hidrosolubles (mg/Kg)	1953	1148	3903	3083	2560
CCC (meq/100g MOT)	84,9	92,4	91,9	81,8	71,9
CCC/COT (meq/g Cot)	1,70	1,67	1,81	1,58	1,40
Índice de germinación, IG (%)	35,4	47,8	59,5	38,5	34,2
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	1,72	1,43	2,06	2,24	2,46
Carbono de ácidos húmicos (%)	2,98	5,05	2,37	4,76	5,55
Relación de humificación (RH)	12,4	21,7	16,1	12,9	17,9
Índice de humificación (IH)	7,9	16,9	11,1	6,9	12,2
Porcentaje de ácidos húmicos (PAH)	63,5	78,0	68,7	53,5	68,0
Relación de polimerización (PI)	1,7	3,5	2,2	1,2	2,1

CCC: capacidad intercambio catiónico

4. Conclusiones

Todos los procesos desarrollaron una elevada exotermia, alcanzando temperaturas máximas que garantizaron la higienización de los productos. Todos los compost finales presentaron un contenido elevado de materia orgánica estabilizada y humificada y un



valor fertilizante de medio a alto, destacando el compost solo con gallinaza. Los estructurantes utilizados imprimieron carácter fitotóxico a los compost finales limitando su uso en determinados cultivos o condiciones.

5. Bibliografía

- Bernal P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresourcetechnology. 100: 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 Bioenergy, 43: 26-35.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle 26, 46–47.
- 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 EnvironManage. 226: 408-415.

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolló dentro del Proyecto Agrocompostaje para el sector valenciano y gracias al 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 2018-2019.



CO-COMPOSTAJE DE LOS RSU CON PODA EN EL VERTEDERO DE PORLON (RIOBAMBA-ECUADOR)

<u>Julio Idrovo-Novillo¹</u>, Irene Gavilanes-Terán¹, Víctor HugoValverde¹, Byron José Ruiz Tandazo², Marco Vinicio TixePaucar³, MªAngeles Bustamante⁴, Concepción Paredes⁴

¹Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo
EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador
Correo electrónico: victor.valverde @espoch.edu.ec

²Empresa Pública Municipal de Infraestructura Desarrollo y Servicio (EPMIDES),
Puerto Quito, Km 2(Ecuador)

³Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Ecuador

⁴Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

Resumen: El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del porcentaje de poda de jardines municipales sobre el proceso de compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU). Para ello, se elaboraron tres pilas con diferentes proporciones de residuos para obtener una relación C/N adecuada (24,6-30,8): P1 (90% FORSU + 10% PODA), P2 (80% FORSU + 20% PODA), P3 (100% FORSU) y se compostaron mediante el sistema de pila móvil con aireación por volteos. Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y de diferentes parámetros físico-químicos y biológicos y también se evaluó la calidad de los compost obtenidos. Los resultados indicaron que la adición de poda redujo la duración de la etapa termófila, así como la tasa de degradación de la materia orgánica. Sin embargo, la velocidad de degradación de la materia orgánica fue mayor en la pila con mayor proporción de poda (P2). En todas las pilas, el índice de germinación aumentó durante el compostaje, alcanzándose valores finales que indicaron ausencia de fitotoxicidad. También, todos los compost obtenidos presentaron valores de los parámetros de calidad dentro de los límites recomendados por las directrices estadounidenses para su uso en agricultura, constatándose que la concentración de poda no afectó significativamente a la calidad de los compost. Respecto al contenido de nutrientes, el compost 1 tuvo los más altos contenidos de micronutrientes, mientras que el compost 3 presentó las más altas concentraciones de la mayor parte de los macronutrientes.

Palabras clave: FORSU, residuos vegetales, degradación de la materia orgánica, fitotoxicidad, calidad del compost

1. Introducción

En Ecuador, se generan 58.829 toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU)/semana, tan solo un 20% de las mismas se gestionan de forma adecuada, mediante compostaje o recuperación de papel, plásticos, metal y vidrio, el porcentaje restante se elimina en vertederos controlados e incontrolados, ríos o son incinerados (Soliz Torres, 2015). En la comunidad de Porlón, ubicada cerca de la ciudad de Riobamba, provincia de Chimborazo, existe un vertedero con una extensión de 12 hectáreas, donde se depositan los RSU producidos en la ciudad y comunidades cercanas, con una producción de 150 t/día. La gestión actual de estos residuos no es adecuada, ya que está basada únicamente en operaciones de compactación, ocasionándose impactos ambientales, tales como, contaminación visual, emisiones de malos olores y de gases con efecto invernadero, producción de lixiviados, disminución de la vida útil del vertedero y degradación del suelo. La gestión de estos residuos debería ser optimizada a través de técnicas sostenibles como el compostaje, va que los RSU que llegan al vertedero presentan un alto contenido de materiales orgánicos. De acuerdo con Jara Samaniego (2014), la fracción orgánica de los residuos urbanos generados en Riobamba y sus alrededores representa el 65% de su totalidad, el resto



son plásticos, papel, cartón, vidrio y metales entre otros. El compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) ha sido ampliamente estudiado a escala piloto/laboratorio y a escala industrial (Hungría y col., 2017). Además, se ha evaluado el co-compostaje de FORSU con otros tipos de residuos como la poda de jardines municipales para mejorar la eficiencia del proceso (Jara-Samaniego y col., 2017).

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del porcentaje de poda de jardines municipales sobre el proceso de compostaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en el vertedero de Porlón (Riobamba-Ecuador).

2. Material y Métodos

El proceso de compostaje se llevó a cabo dentro de las instalaciones del vertedero de Porlón. Se prepararon tres pilas de compostaje con diferentes proporciones de residuos de la FORSU y residuos de poda (principalmente poda de fresno, aliso, sauco, entre otros) para obtener una relación C/N adecuada (24,6-30,8). Las características de los materiales iniciales utilizados fueron: carbono orgánico total (COT) = 45,14%; nitrógeno total (Nt) = 1,78% y contenido de materia orgánica (MO) = 77,63% para FORSU; y COT = 53,79 %, Nt = 0,95 % y MO = 92,53% para los residuos de PODA. Los residuos se mezclaron en las siguientes proporciones en peso fresco: P1: 90% FORSU + 10% PODA, P2: 80% FORSU + 20% PODA, P3: 100% FORSU. Todas las pilas se compostaron mediante el sistema de pila móvil, con aireación por volteos, con un peso final de la mezcla de aproximadamente 1000 kg cada una, y unas dimensiones de 2 x 3 m de base y 1,5 m de altura. Además, se compostaron bajo techado para evitar su lavado por la lluvia. Se realizaron cuatro volteos en cada pila y la fase bio-oxidativa se consideró terminada cuando la temperatura fue cercana a la temperatura ambiental (70 días), dejando madurar a las pilas por un período posterior de dos meses. La temperatura y la humedad se controlaron diariamente. La humedad de las mezclas se ajustó a valores entre 40-60% durante el proceso mediante su riego con el agua necesaria. Se realizaron un total de siete muestreos en todas las 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, solamente 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, MO, Nt, COT, el índice de germinación (IG) y el contenido de macro y micronutrientes y de metales pesados se determinaron según los métodos analíticos descritos por Jara-Samaniego y col. (2017). Todos los análisis se realizaron por triplicado. 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 R² 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 las temperaturas más altas durante los primeros 15 días (61, 58 y 60°C, respectivamente para P1, P2 y P3)



(Figura 1). Este incremento rápido de la temperatura al inicio del proceso de compostaje de la FORSU con residuos vegetales también ha sido observado por otros autores (Jara-Samaniego y col., 2017; Hungría y col., 2017). Después de cada volteo la temperatura aumentó, debido a la mejora de la oxigenación y a la homogeneización de la mezcla. La etapa termófila duró más tiempo en la P3 (64 días), mientras que en las pilas con poda esta etapa ya no se alcanzó después del penúltimo volteo. La fase bio-oxidativa duró 70 días aproximadamente y, a continuación, las pilas se dejaron madurar por dos meses.

Los valores de pH aumentaron en todas las pilas a lo largo del proceso de compostaje, desde valores ligeramente ácidos (6,4-6,8) hasta llegar a valores altamente alcalinos (8,9-9,3) (Tabla 1).El aumento significativo en el pH se ha encontrado comúnmente durante el compostaje de la FORSU con residuos vegetales (Jara-Samaniego y col., 2017; Hungría y col., 2017), principalmente debido a la descomposición de compuestos de tipo ácido, como grupos carboxílicos y fenólicos, y a la mineralización de proteínas, péptidos y aminoácidos en amoníaco. También, se observó un incremento de los valores de la CE durante el proceso de compostaje, como consecuencia de los procesos de mineralización de la MO y a un efecto de concentración por la pérdida de masa de la pila. De este modo, se alcanzaron valores finales de 3,4, 4,4 y 3,7 dS/m para las P1, P2 y P3, respectivamente, indicando la restricción del empleo de estos compost como medios de cultivo para el cultivo de plántulas de acuerdo con las recomendaciones establecidas por el US Composting Council (2001) (CE < 3 dS/m).

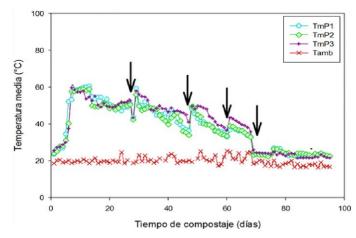


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje. Las flechas en las figuras indican los días en los que se realizaron los volteos.



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

		P1	P2	P3
рН	Inicial	6,6	6,4	6,8
	Maduro	9,2	8,9	9,3
CE (dS/m)	Inicial	1,6	1,6	1,7
	Maduro	3,4	4,4	3,7
MO (%)	Inicial	79,4	80,1	77,6
	Maduro	63,0	62,2	62,1
COT/Nt	Inicial	27,7	30,8	24,6
	Maduro	18,7	16,2	12,0
IG (%)	Inicial	4,0	3,1	3,0
	Maduro	74,8	74,7	74,8
Nt (g/kg)	Maduro	9,4	10,1	6,9
P ₂ O ₅ (g/kg)	Maduro	6,6	5,5	6,9
K ₂ O (g/kg)	Maduro	16,5	12,6	17,8
Fe (mg/kg)	Maduro	10938	9165	10286
Cu (mg/kg)	Maduro	45	32	30
Mn (mg/kg)	Maduro	146	132	125
Zn (mg/kg)	Maduro	175	77	50

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total; IG: índice de germinación.

Los contenidos de MO se redujeron durante el compostaje, desde 79,4%; 80,1% y 77,6% a 63%; 62,2% y 62,1% en las pilas P1, P2 y P3, respectivamente, indicando la degradación de la MO (Tabla 1). Todos los compost presentaron porcentajes de MO dentro del rango recomendado por las directrices estadounidenses, OM = 50-60%, para compost de origen municipal (US Composting Council, 2001). El ajuste de los datos experimentales de pérdida de MO a la ecuación cinética de primer orden fue satisfactorio y se obtuvieron los valores de los parámetros estadísticos representados en la tabla 2.

Tabla 2. Parámetros estadísticos del ajuste de la pérdida de MO.

Pil	a A	k	R ² adj	F	SEE
P1	64,1	0,064	0,9724	212,04***	2,19
P2	66,6	0,073	0,9577	136,96***	2,98
P3	69,2	0,062	0,9571	135,02***	2,88

Todas las ecuaciones fueron significativas a P<0,001 (***), mostrando un buen ajuste de los datos experimentales a la ecuación cinética de primer orden en todas las pilas, especialmente en la pila P1, como lo muestran sus valores más altos de F y R²adj y su valor más bajo de SEE. Se observó que el valor de A fue mayor en la pila P3 que en las otras pilas, probablemente debido a la mayor degradabilidad de la MO de esta pila compuesta solamente de FORSU. Sin embargo, la velocidad de degradación de la materia orgánica (k y A x k) fue mayor en la pila con mayor proporción de poda (P2). En general, la tasa de degradación de la materia orgánica y su velocidad fue baja en las pilas estudiadas en comparación con los resultados observados por Jara-Samaniego y col. (2017) (A = 77-92%; k = 0,068-0,161 días¹) durante el co-compostaje de la FORSU procedente de mercados municipales y residuos de poda de jardines.



La relación C/N al inicio del estudio del compostaje en las P1, P2 y P3 fueron 27,7; 30,8 y 24,6 respectivamente, estando estos valores dentro o muy cerca del intervalo adecuado para que el proceso de compostaje se realice de forma adecuada (25-35) (Tabla 1). Este parámetro disminuyó considerablemente en todas las mezclas, alcanzándose valores en los compost finales < 20, indicativos de su madurez (Bernal y col., 2009). El IG aumentó durante todo el proceso de compostaje del 4,0%, 3,1% y 3,0% al 74,8%, 74,7% y 74,8% en las P1, P2 y P3, respectivamente, mostrando estos valores finales la ausencia de fitotoxicidad en los tres compost obtenidos (IG >50%, Zucconi y col. (1981)).

En todos los compost las concentraciones de macronutrientes fueron notables, con valores superiores en el compost 3 (Tabla 1). Respecto a los micronutrientes, las mayores concentraciones fueron halladas en el compost 1. Los valores de macro y micronutrientes de los compost obtenidos estuvieron, en general, dentro de los intervalos encontrados en otros compost a base de la FORSU procedente de mercados municipales y residuos de poda de jardines (Jara-Samaniego y col., 2017). Los contenidos de Cu y Zn (Tabla 1) y del resto de metales pesados (datos no mostrados) no sobrepasaron los límites establecidos para el empleo agrícola de los compost determinados por las directrices estadounidenses (US Composting Council., 2001).

4. Conclusiones

De los resultados obtenidos, se puede concluir que el compostaje de la FORSU del vertedero de Porlón con residuos de PODA mediante pila móvil, con ventilación por volteos, puede considerarse como un método eficiente para su gestión. Este proceso contribuye a cerrar el ciclo en la gestión de residuos, importante con miras a una economía circular. Las proporciones de FORSU y PODA no afectaron en gran medida a la calidad de los compost obtenidos, ya que todos tuvieron una materia orgánica estabilizada y humificada y ausencia de fitotoxicidad.

5. Bibliografía

- Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009 Compostingof animal manures and chemicalcriteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444-5453.
- Hungría J., Gutiérrez M.C., Siles J.A., Martín M.A., 2017. Advantages and drawbacksof OFMSW and winerywasteco-composting at pilotscale. *J. Clean. Prod.* 164, 1050-1057.
- Jara Samaniego J., 2014. Manejo y caracterización de residuos sólidos urbanos de la provincia de Chimborazo-Ecuador y su potencial uso en agricultura. Trabajo Fin de Máster. Universidad Miguel Hernández.http://dspace.umh.es/bitstream/11000/2003/1/TFM%20Jara %20Samaniego%2C%20Janneth.pdf (fecha de consulta: 20/04/2020).
- Jara-Samaniego J., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Paredes C., Pérez-Espinosa A., Gavilanes-Terán I., López M., Marhuenda-Egea F.C., Brito H., Mora, R., 2017. Developmentoforganicfertilizersfromfoodmarketwaste and urbangardeningbycomposting in Ecuador. *PLoSOne* 12 (7), e0181621.
- Soliz Torres M.F., 2015. Ecología política y geografía crítica de la basura en el Ecuador. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*. 17, 4-28.
- US Composting Council, 2001. *Field Guideto Compost Use*, https://www.compostingcouncil.org/ (fecha de consulta: 21/04/2020).
- Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertoldi M. 1981. Evaluatingtoxicityofimmature compost. *BioCycle* 22, 54-57.



GESTIÓN DE CADÁVERES EN UNA GRANJA DE CRÍA PORCINA: COMPOSTAJE EN UN SISTEMA ROTATIVO CERRADO.

Orden Luciano^{1,2}, Javier L. Ferrari³, Juan Castro⁴

¹ EEA INTA Ascasubi. Ruta 3 Km 794, 8142, Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina ² Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800, 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina ³ EEA INTA Bariloche. Modesta Victoria 4450, 8400, Bariloche Río Negro, Argentina ⁴ Depto. de Ingeniería y Desarrollo de Industrias Montecor S.R.L. Ruta 6 Km 201, 2589, Monte Buey, Córdoba, Argentina. luciano.orden@uns.edu.ar

Resumen: Los sistemas de compostaje cerrados se caracterizan por ser equipos tecnológicos sofisticados donde los residuos sólidos orgánicos nunca se encuentran en contacto directo con el exterior evitando la pérdida de nutrientes por lixiviación. Debido a esto posibilitan el tratamiento de residuos patogénicos de origen agropecuario, minimizando al mismo tiempo la contaminación medioambiental. El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la degradabilidad de cadáveres de cerdos provenientes de un establecimiento de cría intensiva (Monte Buey, Córdoba, Argentina), mediante el co-compostaje con residuos lignocelulósicos (virutas de madera) en un sistema cerrado. El equipo utilizado consistió de un tambor rotatorio horizontal con aireación pasiva de 11 m³ (Rotorbuey®). Se registró a diario la temperatura como indicador de seguimiento del proceso bioxidativo en dos sectores dentro del tambor, registrándose también la diferencia de temperatura con el exterior. La carga para la puesta en funcionamiento se realizó en una proporción 2:1 (v/v) de residuos estructurante: mortandades de animales sin triturar (con incisiones longitudinales en la zona abdominal) en una relación C/N de 35/1. Los residuos cadavéricos se incorporaron diariamente a razón de 300 kg (peso fresco) con la ayuda de un tractor pala. El tambor se programó para rotar de forma continua 8 vueltas día⁻¹. Las temperaturas termofílicas se lograron entre las 48 y 72 h de iniciado el proceso y se mantuvieron en promedio por encima de los 55 °C en la zona de carga durante los 30 días de evaluación del ensayo. Se realizó la caracterización física, química y microbiológica del compost obtenido. Los resultados obtenidos indican que la utilización de un tambor rotativo automatizado es eficiente para el tratamiento de cadáveres porcinos.

Palabras clave: mortandad porcina, biodegradabilidad, co-compostaje

1. Introducción

En los últimos tiempos por diversas circunstancias y eventos que se han suscitado, ha sido importante el incremento de la toma de conciencia y estado público de emprender acciones concretas para mitigar los impactos negativos del sistema agroalimentario y agroindustrial en el ambiente. Ello ha incrementado la demanda de los consumidores por productos originados en sistemas de producción sustentables, al tiempo que se incrementa la necesidad de los productores y empresas por encontrar soluciones técnicas y económicamente viables para el buen uso y/o valorización de los residuos de sus sistemas productivos (Saval, 2012).

La falta de inclusión de residuos sólidos orgánicos (RSO) en el ordenamiento del espacio rural y el avance de los complejos urbano-industriales sobre las áreas rurales y periurbanas conlleva a procesos de deterioro socio-ambientales. Son comunes los problemas de erosión de los suelos, la pérdida de barreras biológicas y la contaminación del aire, agua y suelo que impactan sobre la salud humana y que provocan la expulsión de los productores del sistema. Buena parte de los problemas son generados por la acumulación de RSO, que se ha vuelto exponencial debido a la intensificación productiva. En síntesis, ambas problemáticas interactúan para determinar una disminución generalizada de la calidad de vida (Entrena Durán, 2005).



En el caso particular de los criaderos de cerdos, las mortandades son una fuente continua de contaminación ya que atraen plagas sinantrópicas, potenciales vectores de enfermedades zoonóticas. Una práctica habitual de manejo es la disposición de los cadáveres porcinos en fosas enterradas en el suelo, que debe realizarse a suficiente profundidad para que los animales carnívoros no tengan acceso y en terrenos adecuados para evitar la contaminación de las capas freáticas o cualquier daño al ambiente (Guevara González y col., 2012). En la actualidad, la eliminación de este tipo de RSO se ha convertido en un tema importante en el ámbito mundial para evitar que la bioseguridad y el ambiente se vean afectados negativamente.

Una estrategia que se ha utilizado desde la antigüedad para convertir los desechos orgánicos y poder utilizarlos posteriormente en agricultura es el proceso de compostaje. El compostaje transforma los residuos orgánicos en un material humificado, estable, sin olor, sin patógenos llamado compost, que dependiendo de su calidad puede tener alto valor agregado y ser utilizado como mejorador de suelos degradados (Lavado, 2012). Los sistemas de compostaje cerrados se caracterizan por ser equipos tecnológicos sofisticados donde los residuos sólidos orgánicos nunca se encuentran en contacto directo con el exterior evitando la pérdida de nutrientes por lixiviación. Debido a esto, posibilitan el tratamiento de residuos patogénicos de origen agropecuario, minimizando al mismo tiempo la contaminación medioambiental. La rotación expone el material al aire fresco, intercambiando oxígeno, liberando calor y diversos productos gaseosos de la descomposición. Se consigue así, una mayor garantía de correcta higienización (Chica Pérez y García Morales, 2008).

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la degradabilidad de cadáveres de cerdo provenientes de un establecimiento de cría intensiva mediante el co-compostaje con residuos lignocelulósicos en un sistema cerrado.

2. Material y Métodos

El ensayo de fue realizado en un establecimiento de cría pecuaria porcina intensiva ubicado en Monte Buey, Córdoba, Argentina (32°50'39.5"S, 62°32'05.4"W), donde se instaló un tambor rotatorio horizontal con aireación pasiva de 11 m³ (Rotorbuey®).

Las mortandades de animales se recolectaron diariamente, incluyendo crías y adultos del propio establecimiento. Para mejorar la porosidad de la mezcla inicial, se utilizó como agente estructurante residuos lignocelulósicos (viruta de madera) que fueron trasladados desde un galpón de procesamiento maderero de la zona (Figura 1).











Figura 1. Carga inicial del sistema de compostaje cerrado. Evolución del proceso en el sector distal de carga del equipo.

La carga para la puesta en funcionamiento se realizó en una proporción 2:1 (v/v) de residuos viruta de madera: mortandades de animales sin triturar (con incisiones longitudinales en la zona abdominal) en una relación C/N de 35/1. Los RSO cadavéricos se incorporaron diariamente a razón de 300 kg (peso freso) con la ayuda de un tractor pala.

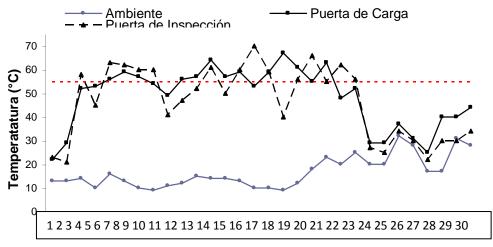
Se registró a diario la temperatura (°C) como indicador de seguimiento del proceso bioxidativo en dos sectores dentro del tambor mediante un medidor digital portátil (Measures Instruments MI-7) con un sensor (ST-2), registrándose también la diferencia de temperaturas con el exterior. El monitoreo de la humedad se llevó a cabo por gravimetría (peso constante 48 h en estufa a 105°C). No fue necesario corregir la humedad, ya que la mezcla inicial contenía valores cercanos al 60 % de agua. El equipo compostador contaba con un sistema eléctrico (1 Hp) que posibilitó la automatización de la rotación, el cuál se programó para girar de forma continua 8 vueltas día⁻¹.

Se realizó la caracterización físico-química del compost obtenido secando las muestras previamente a estufa con aire forzado a 40°C. Las muestras fueron molidas y tamizadas por 5 mm. Los análisis microbiológicos se realizaron sobre las muestras frescas, conservándose en heladera. Se determinó el pH (potenciométrico) y la conductividad eléctrica (CE) por conductimetría en extracto acuoso 1:10, 1 hora de agitación y filtrado. El carbono orgánico total (Cot) se analizó por el método de combustión seca (1500 °C LECO, CR12) y el nitrógeno orgánico total (Not) por el método semi micro Kjeldahl (Buchi, K-350). Se estimó la relación C/N como el cociente entre Cot y Not. El contenido total de fósforo (Ptotal), se determinó mediante digestión ácida en microondas (CEM, MARS-5) y posterior determinación con un espectrómetro emisión atómica por plasma (Shimadzu, 9000). Las determinaciones microbiológicas se realizaron mediante técnicas convencionales de siembra y recuento de colonias en placa con medios nutritivos específicos de incubación a 37°C. Todas las muestras fueron analizadas en el laboratorio LANAQUI y LabSPA- UNS, Bahía Blanca, Bs. As., Argentina.

3. Resultados y Discusión

En la Figura 2 se muestran los parámetros de seguimiento térmico del cocompostaje en la fase bioxidativa. Pudieron observarse temperaturas máximas sobrepasando los 60°C. Las temperaturas termofílicas se lograron entre las 48 y 72 h de iniciado el proceso biológico coincidiendo con otros autores (Fernández-Suárez y col., 2018). Los valores se mantuvieron por encima de los 55 °C en la zona de carga durante los 30 días de evaluación del ensayo siendo levemente superiores a los registrados en la zona de la puerta de inspección del equipo rotativo.





Días de compostaje

Figura 2. Evolución de las temperaturas durante la fase bioxidativa del proceso de compostaje. La línea punteada roja representa la temperatura de la fase termofílica.

Los resultados de los análisis del compost obtenido luego de 30 días en la zona de descarga del tambor compostador (Tabla 1), verifican la degradabilidad de los desechos porcinos siendo únicamente los restos óseos de mayor tamaño la fracción sin desintegrar. De acuerdo a los indicadores analizados, el proceso de compostaje no ha concluido. Se encontraron valores elevados de pH y CE que limitan la calidad y su utilización con fines agronómicos. Además no se lograron los parámetros que exige la normativa vigente para la producción de compost en Argentina (Resolución Conjunta 01/2019 SCyMA -SENASA) en relación a los valores elevados de la relación C/N y de N-NH₄⁺. Se destaca en el análisis microbiológico la ausencia de *Escherichia* y de *Salmonella*, confirmando el cumplimiento de temperaturas termofílicas como condición necesaria de bioseguridad para la higienización de RSO.

Se sugiere la estabilización y madurez del producto obtenido en pilas o hileras a campo, para lograr parámetros físico-químicos que posibiliten la aplicación del compost al suelo sin restricciones. Otra alternativa factible, es la utilización del compost inmaduro como reemplazo del material estructurarte lignocelulósico de la mezcla inicial al momento de la carga del equipo.

Tabla 1. Caracterización del compost final obtenido.

		Compost
рН		8,6
CE	ds m ⁻¹	6,5
Cot	%	32,5
Not	/0	1,3
N-NO ₃	mg kg ⁻¹	43
N-NH ₄ ⁺	ilig kg	905
P _{total}		2825
C/N		25,2
Bacterias heterótrofas		10
Coliformes fecales	UFC ml ⁻¹	Ausencia
Salmonella		Ausencia

4. Conclusiones

Los resultados de esta experiencia demuestran la viabilidad de compostar mortandades porcinas en co-compostaje con residuos de origen vegetal mediante el



sistema de compostaje cerrado Rotorbuey®, cumpliendo con temperaturas termofílicas que aseguran la higienización de la biomezcla. De acuerdo a los análisis de laboratorio analizados, el compost obtenido requiere un tiempo adicional para lograr los parámetros de estabilización y que pueda aplicarse al suelo sin restricciones. No se recomienda su utilización como componente de sustratos debido a su alto contenido salino. La adopción de este sistema de tratamiento de residuos orgánicos permite cumplir con las condiciones medioambientales y de bioseguridad acordes a las normativas vigentes y a las exigencias de los consumidores de producciones pecuarias más sustentables.

5. Bibliografía

- Chica Pérez A.F., García Morales J.L. 2008. Factores que afectan el proceso de compostaje. En: Moreno Casco J. y Moral Herrero R. (Eds.). Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid. Capítulo 6, pp.: 142-164.
- Entrena Durán F. 2005. Procesos de periurbanización y cambios en los modelos de ciudad: un estudio europeo de casos sobre causas y consecuencias. Revista de Sociología, 78: 59-88.
- Fernández-Suárez M.T., Sánchez-García F., Bustamante M.A., Pérez-Murcia M.D., Moral R. 2018. Ensayos de diferentes modelos de valorización mediante compostaje de la fracción orgánica de los residuos domiciliarios en el Municipio de Bellús (Valencia). VI Jornadas REC, Valencia.
- Guevara González J.A., Guevara González A.C., García Contreras Y., Loera Ortega G. 2012. Gestión ambiental. En: Castillo Pérez S.V., Ruíz A., Hernández J., Gasa J. (Eds.). Manual de Buenas Prácticas de Producción Porcina. Red Porcina Iberoamericana. Pp.: 78-96.
- Lavado R.S. 2012. Origen del compost, proceso de compostaje y potencialidad de uso. En: Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso. Ed. Orientación gráfica, Buenos Aires. Pp.: 3-12.
- Saval S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. BioTecnología, 16(2): 14-46.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa Industrias Montecor S.R.L. por la financiación del ensayo. Estas experiencias se enmarcan dentro del Proyecto de Investigación de Tratamiento y Valorización de Residuos Agropecuarios - I518 de INTA.



SEGUIMIENTO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE LODO DE DEPURADORA Y RESIDUOS DE MERCADO, A ESCALA INDUSTRIAL: ESTABILIDAD E IMPACTO ODORÍFERO

M. Carmen Gutiérrez, Manuel Toledo, José A. Siles, Arturo F. Chica, M. Ángeles Martín

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.mc.qutierrez@uco.es

Resumen: El crecimiento demográfico y el estilo de vida influyen de forma directa en el volumen y características de los residuos generados. Los más problemáticos son los residuos orgánicos, como lodos generados en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) o residuos de mercado (restos de frutas, vegetales, etc), provocando problemas ambientales y rechazo social, que encarecen su gestión. El compostaje es uno de los procesos más utilizados a escala industrial para la valorización de estos residuos, aunque el impacto odorífero que implica su desarrollo al aire libre debe ser especialmente considerado. En este estudio, se ha realizado un seguimiento del proceso de compostaie, a escala industrial, de diferentes mezclas de residuos orgánicos mediante variables fisicoquímicas y respirométricas. La combinación de la olfatometría dinámica, para cuantificar la emisión de olor generada (uo [/m³), y la aplicación de un modelo Gaussiano de dispersión, para estimar la inmisión, ha permitido evaluar el impacto oloroso generado sobre zonas urbanas colindantes. Los resultados obtenidos revelan la influencia de algunas variables fisicoquímicas evaluadas en la emisión de olor, destacando un marcado incremento de dichas emisiones con la pérdida de nitrógeno y sólidos volátiles durante el compostaje. Además, el estudio de dispersión ha revelado un incremento de la inmisión de olor global durante los meses estivales con predominio de elevadas velocidades de viento (2,6 m/s), no siendo excedida en ningún momento la máxima inmisión de olor en las áreas habitadas más próximas, de acuerdo con la legislación aplicable.

Palabras clave: Compostaje, materia orgánica, estabilidad, olfatometría dinámica, impacto oloroso.

1. Introducción

Actualmente, el proceso de compostaje es uno de los métodos más ampliamente utilizados para el tratamiento de residuos orgánicos, entre los que podemos destacar los lodos de EDARs o los residuos de mercado. En las últimas décadas, este proceso ha ido evolucionando hacia la práctica del co-compostaje que permite optimizar las características del material compostable, favoreciendo el adecuado desarrollo del proceso y la obtención de un producto de elevado valor añadido, el compost. Una de las principales desventajas asociadas al desarrollo de este proceso es la emisión odorífera generada cuando es llevado a cabo al aire libre. Por otro lado, un acusado incremento en la concienciación social en cuanto al bienestar y la salud, en relación con la calidad del aire, promueve la necesidad de implantar medidas efectivas que reduzcan el impacto odorífero generado por actividades potencialmente emisoras de malos olores, como EDARs o plantas de compostaje, así como, el establecimiento de normativa relativa a emisiones de olor.

Algunos estudios previoshan evaluado las emisiones de olor generadas por plantas de tratamiento de aguas residuales (Maïzi y col., 2010), vertederos (Lucernoni y col., 2017) y plantas de compostaje de la fracción orgánica de los residuos urbanos (Gutiérrez y col., 2015). Sin embargo, la novedad de este artículo radica en la evaluación a escala industrial del compostaje de residuos orgánicos de diversa procedencia. El seguimiento del proceso ha englobado la determinación de variables fisicoquímicas y la biodegradabilidad del material compostable, las emisiones



odoríferas generadas y la estimación del impacto odorífero sobre núcleos poblacionales cercanos a partir de la inmisión global generada por la planta de compostaje. Por lo tanto, los objetivos de este estudio han sido: (1) evaluar las características fisicoquímicas del material compostable y su relación con las emisiones odoríferas, (2) estudiar la estabilidad de cada residuo y establecer relaciones entre la actividad microbiológica y el olor emitido y (3) estimar el impacto odorífero de la planta sobre zonas colindantes en función de las condiciones meteorológicas y estabilidad atmosférica.

2. Materiales y Métodos

2.1. Planta de compostaje y materia orgánica compostable

El estudio se ha realizado en una planta de gestión de residuos orgánicos gestionada por Biomasa Peninsular S.A. y localizada en La Malahá (Santa Fe, Granada), en la cual parte del compostaje se lleva a cabo en pilas al aire libre.

Se ha realizado una intensa campaña de muestreo a lo largo de las distintas etapas del proceso de compostaje. Las pilas han sido sometidas a tratamientos de irrigación y aireadas por volteo, en función de los requerimientos y las condiciones meteorológicas. La planta dispone de un sistema de recogida de lixiviado y agua de lluvia que permite su reutilización para la irrigación de las pilas, evitando su posterior tratamiento y minimizando costes de operación.

En este estudio, se ha evaluado el co-compostaje de las siguientes mezclas de residuos: (1) lodo de depuradora y poda de olivo como agente estructurante (SL, 2:1 v/v), (2) lodo de depuradora, pretratado mediante digestión anaerobia, y poda de olivo (SL-AD, 2:1 v/v), y (3) residuo de mercado y poda de olivo (MW, 2:1 v/v). Cada mezcla ha sido compostada en pilas independientes. El pretratamiento del lodo, llevado a cabo en una EDAR situada en la misma provincia, ha consistido en un proceso de digestión anaerobia mesofílica (tiempo de retención hidráulico (TRH) = 12 días), seguido de una deshidratación por centrifugación. Como agente estructurante se ha utilizado poda de olivo, recolectada en zonas colindantes a la planta de compostaje.

2.2. Condiciones de muestreo

El seguimiento del proceso de compostaje se ha realizado mediante la caracterización fisicoquímica y respirométrica del material compostable, así como, mediante la caracterización de las emisiones odoríferas generadas. Los tiempos de muestreo fueron 0, 9, 27, 43 y 90 días para SL; 0, 3, 30, 45, 60, 75 y 90 días para SL-AD; y 0, 7, 30, 60, 90 y 120 días para MW. Concretamente, la toma de muestras gaseosas odoríferas se ha realizado con una campana de muestreo y un tomador de muestras (modelo CSD30), ambos diseñados por OlfasenseGmbH. Las muestras de olor son almacenadas en bolsas de Nalophan, de 10 L de capacidad, situadas en el interior del tomador de muestras. La concentración de olor, expresada en unidades de olor por metro cúbico (uo_E/m³), ha sido determinada mediante olfatometría dinámica, acorde a la normativa UNE-EN13725 (2003). Para ello, se ha utilizado un olfatómetro T08, comercializado por OlfasenseGmbH, basado en el método Sí/No.

Por otro lado, la caracterización fisicoquímica del material compostable se ha realizado siguiendo la metodología propuesta por el manual TMCEE (The US DepartmentofAgriculture and the US Composting Council, 2002). Se han determinado humedad (%), sólidos totales (ST, %), sólidos minerales (SM, %), sólidos volátiles (SV, %), nitrógeno total Kjeldahl (NTK, %), nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺, %) y contenido en fósforo (P₂O₅, %) en la fracción sólida, mientras que carbono orgánico soluble (COT, %), carbono inorgánico soluble (CI, %), carbono total soluble (COT, %), nitrógeno total



soluble (NTs, %), pH y conductividad (µS/cm) se han determinado en el extracto acuoso (1:25 v/v). Todas las muestras se han analizado por duplicado.

La actividad microbiológica se ha determinado mediante respirometría, con el uso de un respirómetro estático en fase líquida que permite determinar la actividad microbiológica expresada en velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO, mg O₂/g SV·h) y la biodegradabilidad del sustrato, expresada como consumo acumulado de oxígeno durante 20 horas (CAO₂₀, mg O₂/g SV).

2.3. Modelo de dispersión: determinación del impacto odorífero.

Se ha desarrollado un modelo de dispersión con el objetivo de predecir el impacto odorífero generado por la planta de compostaje sobre poblaciones cercanas. Para ello, se han tenido en cuenta el número de pilas de cada mezcla residual al año, las dimensiones de las pilas (m), el área de emisión de olor (m²), el tiempo de muestreo (días) y la velocidad específica de emisión de olor (uo_E/s·m²). La velocidad específica de emisión de olor promedio (uo_E/s) de cada residuo se ha calculado mediante la siguiente ecuación (1):

$$OER = SOER \cdot A \cdot N$$
 (1)

donde SOER es la velocidad específica de emisión de olor $(uo_E/s \cdot m^2)$, A es el área de emisión de olor de cada pila (m^2) y N el número de pilas de compostaje.

La simulación de la concentración de inmisión de olor, a partir de la velocidad de emisión de olor, se ha llevado a cabo con un modelo de dispersión Gaussiano. Las condiciones meteorológicas consideradas han sido velocidad del viento, estabilidad atmosférica, las estaciones del año más críticas (verano e invierno) y las condiciones de temperatura más desfavorables. También se han considerado la altura del foco de emisión respecto de la zona poblacional más cercana y el coeficiente de dispersión a lo largo del eje perpendicular a la dirección del viento.

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación de los parámetros operacionales y eficacia del proceso de compostaje.

La evolución del pH en las tres mezclas, SL, SL-AD y MW, aunque con ligeras variaciones al inicio del proceso, estuvo marcada por un incremento progresivo del mismo, lo cual indicó una intensa actividad microbiológica, transformación y mineralización de la materia orgánica con generación de CO₂. En todos los casos, el pH tendió a neutralizarse durante la etapa de maduración debido a la generación de compuestos húmicos con capacidad tampón. El contenido en humedad del material compostable fue mantenido entre el 40-70% durante todo el proceso para asegurar el crecimiento microbiano.

En cuanto a la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje, el pico máximo se alcanzó a los 27 días (54°C), a los 60 días (42°C) y a los 9 días (58°C) para SL, SL-AD y MW, respectivamente, coincidiendo con el pico máximo de emisión de olor durante la etapa hidrolítica. Respecto al contenido en nitrógeno, se observó una disminución paralela al aumento del pH. Las pérdidas de nitrógeno con respecto de su contenido inicial fueron 15%, 5% y 22% para SL, SL-AD y MW, respectivamente.

Por otro lado, la mayor eficacia de eliminación de sólidos volátiles fue observada durante el compostaje de MW (57%), respecto al 42% observado para SL o el 32% para SL-AD. En cuanto al NTK, las mayores pérdidas de nitrógeno se observaron en los primeros 60 días de compostaje en todos los casos, pudiendo ser atribuidas a su transformación en amonio, que es el principal gas nitrogenado emitido durante este



proceso. A partir de este momento, la eliminación de NTK se vio ralentizada. En pilas constituidas por MW y SL-AD, la eliminación de NTK fue mayor al porcentaje de eliminación de materia orgánica -expresada como SV- durante la primera etapa de compostaje, decreciendo posteriormente hasta el final del proceso. Sin embargo, las pilas de SL mostraron un comportamiento opuesto que implicó una acumulación de nitrógeno durante la primera etapa del compostaje y una posterior disminución de nitrógeno y materia orgánica, de manera proporcional.

Respecto a la relación C/N, las diferentes mezclas compostadas obtuvieron una relación C/N final comprendida entre 10-15. Como era predecible, con las tres materias primas la velocidad de mineralización del nitrógeno orgánico es menor que la de estabilización de la materia orgánica.

3.2. Estudio de estabilidad de cada material orgánico compostable.

Generalmente, durante el compostaje de un residuo orgánico, la VECO tiende a ir aumentando durante la etapa hidrolítica, lo cual indica la progresiva solubilización/hidrólisis de la materia orgánica y el aumento de la actividad microbiológica responsable de su degradación. El tiempo en alcanzar la máxima VECO y, por lo tanto, la forma del pico obtenido nos aporta información sobre la estabilidad del material compostable. Concretamente, durante el compostaje de SL la VECO alcanzó su máximo valor (6 mg O₂/g SV·h) en el día 27 del proceso. En el caso de SL-AD, se obtuvieron picos planos y anchos durante las primeras etapas del compostaje, lo que pone de manifiesto que la previa biometanización del lodo prolonga la solubilidad de la materia orgánica, alcanzándose la VECO máxima (3 mg O₂/g SV·h) a los 60 días. Finalmente, el compostaje de MW, marcado por una elevada degradación de la materia orgánica durante la etapa hidrolítica, alcanzó los valores máximos de VECO (30 mg O₂/g SV·h) a los 9 días del proceso. Esta intensa etapa hidrolítica también lleva asociadas elevadas emisiones odoríferas.

3.3. Evaluación del impacto odorífero.

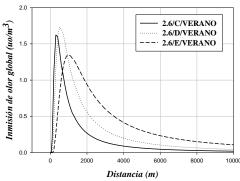
Dada la estrecha relación encontrada entre la velocidad de emisión de olor, la composición y biodegradabilidad del residuo, se determinaron emisiones de olor generadas durante el compostaje de SL y SL-AD menores que aquellas generadas por MW.

Las emisiones de olor también fueron estrechamente relacionadas con algunas variables fisicoquímicas. Concretamente, se determinó un decrecimiento inversamente proporcional entre la velocidad de emisión de olor (OER, uo_E/s) y la eliminación de NTK, indicativo del importante aporte del NTK a la emisión odorífera del compostaje. También, se observó una relación entre la eliminación de sólidos volátiles y olor, de manera que la eliminación del 10% de sólidos volátiles redujo rápidamente la OER generada por MW y SL propio del cambio en la tipología de compuestos orgánicos que se degradan durante las distintas fases del proceso.

3.4. Dispersión de olor

Como muestra la Figura 1, la inmisión global de olor estimada mediante el modelo de dispersión Gaussiano, fue muy superior en verano que en invierno, alcanzando valores comprendidos entre 1,4–1,7 uo_E/m³. La velocidad del viento fue un factor influyente en la inmisión de olor, siendo la inmisión de olor mayor a mayores velocidades del viento. Las condiciones atmosféricas de Pasquill C (estables) y D (muy estables), siempre fueron las más desfavorables en cuanto a emisión de olor.





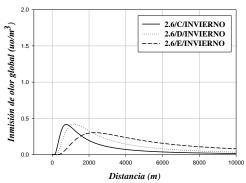


Figura 1. Variación de la inmisión global de olor de cada sustrato (____ MW; ----- SL-AD;....SL) con la distancia al foco emisor para las condiciones de estabilidad atmosférica C, D y E en verano e invierno, siendo 2.6 m/s la velocidad del viento.

4. Conclusiones

La relación encontrada entre la eliminación de sólidos volátiles y NTK con la eliminación de olor indica que el impacto odorífero del proceso de compostaje está fuertemente influenciado por el tipo de sustrato compostable, así como por los pretratamientos a los cuales han sido sometidos.

El estudio respirométrico permitió determinar la biodegradabilidad de cada residuo y su estrecha relación con las emisiones odoríferas generadas durante el compostaje.

Se determinaron velocidades de emisión global promedio de 5191 uo_E/m³ para SL, 12632 uo_E/m³ para SL-AD y 19981 ou_E/m³ para MW. El mayor impacto oloroso generado por la planta de compostaje (1,7 uo/m³) se ha producido bajo estabilidad atmosférica neutra y velocidad del viento 2,6 m/s.

5. Bibliografía

Maïzi, A., Dhaouadi, H., Bournot, P., Mhiri, H., 2010. CFD prediction of odorous compound dispersion: case study examining a full-scale wastewater treatment plant. *Biosyst. Eng.* 106, 68–78.

Lucernoni, F., Capelli, L., Sironi, S., 2017. Comparison of different approaches for the estimation of odour emissions from landfill surfaces. *WasteManag.* 63, 345–353.

Gutiérrez, M.C., Martín, M.A., Serrano, A., Chica, A.F., 2015. Monitoring of pile composting process of OFMSW at full scale and evaluation of odour emission impact. *J. Environ. Manag.* 151, 531–539.

6. Agradecimientos

Los autores muestran su agradecimiento a Biomasa Peninsular S.A. y al Ministerio de Economía y Competitividad por la financiación ofrecida (CTM2017-88723-R).



MAPA DE OLOR DE UNA PLANTA DE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO Y CORRELACIÓN ENTRE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS, RESPIROMÉTRICAS Y OLFATOMÉTRICAS

<u>Arturo F. Chica</u>, Manuel Toledo, M. Carmen Gutiérrez, José Ángel Siles, M. Ángeles Martín¹

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. ig1chpea@uco.es

Resumen: Este estudio desarrolló un mapa de olor para identificar los focos críticos de emisión odorífera de una planta de gestión de residuos sólidos urbanos: áreas de recepción de lodo de depuradora (SL) y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (OFMSW), recepción de residuos inertes (IW), áreas de compost de lodo (C-SL) y compost de FORSU (C-OFMSW) y balsas de lixiviado (LIX). Aplicando un análisis quimiométrico se correlacionaron las variables físico-químicas, respirométricas y olfatométricas de los distintos focos de emisión para conocer las más influyentes en las emisiones olorosas. Los resultados obtenidos revelaron que SL y OFMSW fueron las de mayor impacto oloroso (14,57 uo_E/s·m² y 2,41 uo_E/s·m², respectivamente), debido a su alto contenido en materia orgánica. IW mostró una emisión superficial odorífera de 2,10 uo_E/s·m², similar a OFMSW, debido a que la materia orgánica adherida a su superficie emite olores desagradables. C-SL y C-OFMSW fueron las áreas menos influyentes en términos de emisión de olor (0,1 uo_E/s·m²), debido a su estabilización. LIX fueron clasificadas como puntos de emisión críticos medios (0,7 uo_E/s·m²) por la alta mineralización de nitrógeno, fundamentalmente en forma amoniacal. Por otro lado, un análisis de componentes principales agrupó los distintos focos de emisión de acuerdo a sus características físico-químicas y respirométricas, con un 67% de varianza total explicada. Finalmente, el impacto oloroso fue predicho mediante análisis multivariante a partir de dichas variables, siendo CAO₂₀, VECO, NTK, NH₄⁺ y el tiempo de residencia, las variables más influyentes en la predicción de olor (r=0.9768).

Palabras clave: olfatometría dinámica; tasa de emisión; análisis de componentes principales; regresión multivariante; test de biodegradabilidad.

1. Introducción

La gestión de residuos es una preocupación a nivel mundial, no solo por la importancia del reciclaje y la valorización de los mismos, sino también por la necesidad de minimizar los impactos ambientales. En este sentido, los tratamientos biológicos y físico-químicos emiten compuestos orgánicos volátiles (COV), compuestos volátiles de azufre (CVS) y olores desagradables que influyen negativamente en el medioambiente (He y col., 2018). En una planta de gestión de residuos (WMP), la emisión de olores puede derivar de diferentes fuentes y áreas, incluyendo el área de tratamiento de residuos, vertederos, puntos de recolección de lixiviados y/o recepción de residuos inorgánicos. Específicamente, el tratamiento de residuos orgánicos se caracteriza por la generación de olores desagradables según el tipo de materia prima (Toledo y col., 2018). Sin embargo, el impacto oloroso procedente de la recepción de residuos inorgánicos en una WMP no se ha mostradopreviamente en la literatura. Por tanto, este estudio pretende cuantificar por olfatometría dinámica la concentración de olor derivada de diferentes fuentes de emisión de olor en una WMP con el objetivo de desarrollar un mapa de olor que muestre y clasifique los puntos de emisión por niveles de criticidad. Además, se analizó la caracterización físico-química de los residuos olorosos combinada con análisis estadísticos para encontrar las variables más relacionadas con la emisión de olores. Este estudio podría permitir la identificación



adecuada de las áreas más olorosas y desarrollar estrategias de segregación efectivas para la mitigación de olores en el contexto del entorno urbano.

2. Material y Métodos

2.1. Caracterización físico-química y respirométrica de las áreas de emisión de olor

La planta consta de dos áreas de recepción de residuos orgánicos (OFMSW) e inorgánicos (IW) de 300 m² cada una, un área de recepción de lodos de depuradora (SL) de 200 m² y dos áreas de compostaje de residuos orgánicos (C-OFMSW) y de lodo de depuradora (C-SL) de 250 m² y 180 m², respectivamente. Además, dispone de tres balsas, de 1500 m³ cada una, para recolectar el lixiviado de los distintos tratamientos. Las muestras sólidas se recolectaron en diferentes momentos, considerando OFMSW y SL con un rango de 0–10 días y C-OFMSW y C-SL con un rango de 10–210 días. La caracterización de las muestras sólidas de OFMSW, SL, C-OFMSW y C-SL se realizó según la metodología propuesta por The US DepartmentofAgriculture and the US Composting Council (2002).

Por otro lado, IW se evaluó como una fuente importante de emisión de olores ya que tiene fracción orgánica adherida a su superficie. Su caracterización se realizó a través de una extracción acuosa (3:18 m/m). Así IW y LIX fueron caracterizados según la metodología propuesta por APHA, AWWA & WEF (2005). Además, todas las muestras fueron analizadas mediante respirometría estática para cuantificar la velocidad de consumo de oxígeno (VECO) y el consumo acumulado de oxígeno durante 20 horas (CAO₂₀) que determinan la velocidad de degradación de la materia orgánica y la biodegradabilidad de los residuos, respectivamente.

2.2. Cuantificación de emisiones de olor

Las muestras de olor de las distintas áreas se tomaron con una campana y un tomador de muestras (modelo CSD30) se almacenaron en bolsas de Nalophan de 10 L y se analizaron mediante olfatometría dinámica con un olfatómetro modelo TO8. Para cuantificar el impacto oloroso de cada fuente de emisión y de la planta, se calculó la tasa de emisión de olor (OER, ou $_{\rm E}/\rm s\cdot m^2$) y la tasa de emisión global (OER $_{\rm G}$, ou $_{\rm E}/\rm s$) según las ecuaciones 1 y 2:

$$OER\left(ou_{E}/s\cdot m^{2}\right) = \frac{oc\left(ou_{E}/m^{3}\right)\cdot Q\left(m^{3}/s\right)}{s\left(m^{2}\right)}\left(\mathbf{1}\right); OER_{G}\left(ou_{E}/s\right) = \sum_{i=1}^{6}OER_{i}\left(ou_{E}/s\cdot m^{2}\right)\cdot A_{T}\left(m^{2}\right)\left(\mathbf{2}\right)$$

donde OC es la concentración de olor, Q es el caudal de aireación, S es la superficie de muestreo y A_T es el área de emisión total.

2.3. Análisis quimiométrico: análisis de componentes principales y regresión multivariante

El análisis de componentes principales (ACP) se aplicó al conjunto de datos obtenido de las variables físico-químicas, respirométricas y olfatométricas para evaluar conjuntamente las fuentes de emisión de olores e identificar patrones, similitudes o diferencias entre ellas. Además, se realizó un análisis de regresión multivariante para predecir la emisión de olor en función de las variables predictoras independientes (variables físico-químicas y respirométricas) y conocer las variables más influyentes en dicha predicción, según las ecuaciones 3 y 4:

$$OER_{(p)} = \sum_{i=1}^{14} a_i \cdot x_i$$
 (3); $\%_{influencia} = \frac{a_i \cdot x_i}{\sum_{i=1}^{n} a_i \cdot x_i} \cdot 100$ (4)

donde $OER_{(p)}$ es la tasa predicha de emisión de olor, a_i es el coeficiente de influencia de cada variable independiente, $%_{influencia}$ es el porcentaje de influencia, n es el número de variables predictoras independientes y x_i es la variable independiente.



3. Resultados y Discusión

3.1. Mapa de olor de la planta de gestión de residuos

Las variables más destacables (VS, CAO₂₀, OC y OER) fueron seleccionadas y distribuidas en el mapa de la planta (Figura 1). Las áreas más críticas fueron SL, OFMSW e IW con valores de OC de 7.138, 1.700 y 1.326 ou_E/m³, respectivamente. VS y CAO₂₀ en las áreas de gestión de SL y OFMSW también fueron altas en comparación con otras fuentes de emisión. Sin embargo, IW mostró un alto potencial de olor con valores bajos de VS y CAO₂₀, alcanzando niveles similares a los obtenidos para OFMSW y revelando la influencia de la fracción orgánica adherida a la superficie en su potencial oloroso, que podría minimizarse con una correcta segregación en origen. Como punto crítico medio, se encontró que la OC para LIX fue 337 ou_E/m³, mientras que el CAO₂₀ (142 mgO₂/gVS) evidenció un contenido significativo de materia orgánica disuelta biodegradable. Finalmente, C-SL y C-OFMSW fueron los puntos críticos más bajos. De hecho, los valores de OC en ambas áreas mostraron valores de \leq 30 ou_E/m³). Además, VS y el CAO₂₀ se redujeron significativamente, lo que indica la estabilidad del material.

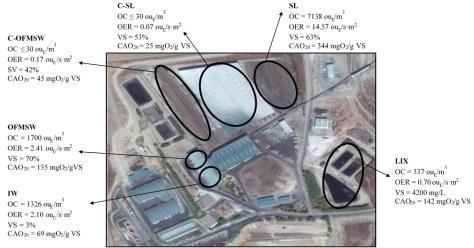


Figura 1. Mapa de olor de una planta de gestión de residuos sólidos urbanos

Además, se evaluó la tasa de emisión de olor global considerando la tasa de emisión de olor parcial de cada fuente olorosa y el área de emisión total (Tabla 1). De forma global, la WMP genera 4.847 ou $_{\rm E}$ /s. Los resultados indican que el impacto parcial de las diferentes fuentes de emisión con respecto a la emisión global fue del 60% para SL, 15% para OFMSW, 13% para IW, 11% para LIX, 0,88% para C-OFMSW y 0,26% para C-SL.

Fuente de emisión de olor	OER _i (ou _E /s·m²)	Área (m²)	OER _{Gi} (ou _E /s)	Contribución de olor (%)
OFMSW	2,41	300	723	14,91
SL	14,57	200	2.914	60,11
C-OFMSW	0,17	250	42,50	0,87
C-SL	0,07	180	12,60	0,25
IW	2,10	300	630	12,99
LIX	0,70	750	525	10,83
Total	20,02	1.980	4.847	



3.2. ACP: similitudes y diferencias entre los focos de emisión

El gráfico de puntuaciones (Figura 2A) mostró cuatro grupos significativamente diferentes. C-SL y C-OFMSW están relacionados e incluidos en el mismo grupo, seguidos de IW y LIX que mostraron características similares. Además, SL y OFMSW se mostraron significativamente diferentes entre ellos y con respecto a los otros puntos de emisión. La evaluación conjunta del gráfico de puntuaciones y saturaciones (Figura 2A y 2B) proporcionó información relevante sobre la relación entre las variables físico-químicas y los puntos de emisión. Como se puede observar, SL mostró un mayor predominio en olor, VECO y CAO₂₀, mientras que OFMSW está más influenciado por N-NH₄⁺, VECO y VS. Por el contrario, C-SL y C-OFMSW están fuertemente vinculados al pH, el tiempo de residencia (t) y P₂O₅, que generalmente está relacionado con la etapa de madurez del proceso de compostaje. En el caso de IW y LIX, la humedad (M) y conductividad (Cond) fueron las variables más predominantes debido al alto contenido de agua en los sustratos y la mineralización de la materia orgánica.

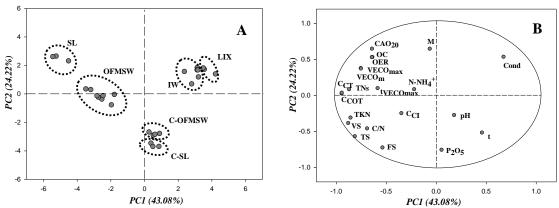


Figura 2. Gráfico de puntuaciones (A) y gráfico de saturaciones (B) obtenido por ACP.

El olor de las distintas áreas de emisión fue predicho con un intervalo de predicción del 95% y una tendencia lineal (r = 0.9768). La generación de olores está relacionada, principalmente, con variables respirométricas (VECO y CAO₂₀) y con la concentración de nitrógeno (TKN y N-NH₄⁺) (Figura 3). Además, se encontró que el tiempo de madurez (t) de los materiales a ser gestionados es una variable importante en la emisión de olores.

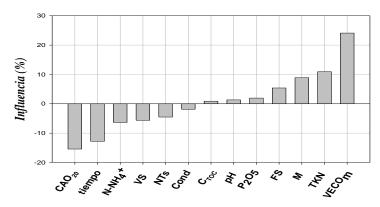


Figura 3. Influencia de cada variable fisicoquímica y respirométrica en la emisión de olores.

4. Conclusiones

El mapa de olor de la planta permitió detectar SL, OFMSW e IW como las áreas más críticas, con una contribución del 60%, 15% y 13%, respectivamente. Además, las



áreas de emisión fueron clasificadas por ACP con un 67,3% de la varianza total explicada y el análisis multivariante reveló que VECO, CAO₂₀, TKN, N-N₄⁺ y t fueron las variables más influyentes en la predicción de las emisiones olorosas. La tasa de emisión global de olor de la planta fue de 4.847 ou_F/s.

5. Bibliografía

- He, P., Wei, S., Shao, L., Lü, F., 2018. Emission potential of volatile sulfur compounds (VSCs) and ammonia from sludge compost with different bio-stability under various oxygen levels. *WasteManag.* 73, 113-122.
- Toledo, M., Gutiérrez, M.C., Siles, J.A., García-Olmo, J., Martín, M.A., 2018. Chemometric analysis and NIR spectroscopy to evaluate odorous impact during the composting of different raw materials. *J. Clean. Prod.* 167, 154-162

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación por la financiación de esta investigación a través del proyecto CTM2017-88723-R y la beca F.P.I. BES-2015-071929.



ACOPLAMIENTO DE FLUJOS RESIDUALES PRIMARIOS Y SECUNDARIOS: DESARROLLO DE ESTRATEGIAS DE CO-COMPOSTAJE ENTRE LAS PODAS DE LOS PRINCIPALES CULTIVOS DEL CAMPO VALENCIANO Y LOS LODOS DE LA INDUSTRIA DEL PROCESADO DE CÍTRICOS

Mª Dolores Pérez-Murcia¹, Enrique Agulló Ruiz, Carlos Bauxauli Soria², Alfonso Giner Martorell², Avelino Ferrer Ahullana³, Javier Andreu Rodriguez¹, Marian Bustamante Muñoz¹, Raul Moral Herrero¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra.

Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

²Fundación Cajamar, Estación Experimental Paiporta, Valencia

³Agriconsa, Agricultura y Conservas. S.A.

enrique.agullo @umh.es

Resumen: El objetivo de este trabajo fue el desarrollo y validación de compost dotados de propiedades de alto valor agronómico en base al uso de fluios residuales agrícolas procedentes de algunos de los principales cultivos del sureste español (cítricos (PN), caqui (PC), granado (PG), poda de vid (PV) y paja de arroz (PA)), mezclados con lodos procedentes de la industria de cítricos (LC). Se utilizó adicionalmente estiércol de cabra (EC) o estiércol de vaca-oveja (EVO) de forma minoritaria para activar el proceso. Se llevaron a cabo 7 procesos de cocompostaje utilizando dos sistemas diferentes: 1) compostaje en compostera con volteo y 2) Compostaje en compostera con aireación forzada y volteos. En el sistema de compostaje 1 se realizaron 5 compost denominados C1, C2, C3, C4 y C5, los cuales estaban formados por las siguientes mezclas (%, sobre materia fresca): C1: 74%LC+18%PC+8%EC: 76%LC+16%PG1+8%EC; C3: 88%LC+2%PA+10%EC; C4: 80%LC+10%PN+10%EC: C5: 80%LC+11%PV+9%EC. En el sistema de compostaje 2 se realizaron 2 composts: C6: 59%LC+32%PC+9%EVO y C7: 60%LC+30%PG2+10%EVO. El sistema de compostaje 2 indujo una mayor exotermia en los compost con caqui (C6) y granado (C7), frente al sistema solo volteado. Las pérdidas de materia orgánica, la evolución de la capacidad cambio catiónico, el índice de humificación y la relación de humificación indican una adecuada madurez en los compost finales. Respecto la rigueza fertilizante, en general, los compost presentaron valores altos N entre 3-4% y en P₂O₅ entre el 4-6%.). Todos los compost estudiados presentaron efecto inhibitorio ante Fusarium oxysporumsp. melonis.

Palabras clave: lodo agroalimentario, supresividad, propiedades hidrofísicas, reciclado de residuos vegetales.

1. Introducción

La quema de residuos agroforestales está catalogada como actividad potencialmente contaminadora de la atmósfera (RD 100/2011) y sujeta a la Ley 22/2011 de Residuos y Suelos Contaminados constituyendo un problema ambiental y de salud en muchas zonas como la Comunidad Valenciana donde hay una creciente integración del paisaje urbano y agrario. Además, en la Comunidad Valenciana existen una elevada producción de biomasa no productiva procedente de residuos agrícolas (1.111.105 t/año) donde los de cultivos leñosos (ej. citricultura 165.000 ha; caqui 18.135 ha; granado 5.546 ha) además de otros cultivos con producción anual de residuos tradicionalmente quemados (sarmientos y paja de arroz) son un porcentaje muy significativo. Existe un claro potencial de aprovechamiento de estos flujos de biomasa residual (especialmente en su uso como cobertura del suelo o mediante el uso en co-compostaje). El objetivo de este trabajo es ensayar diferentes estrategias de co-compostaje haciendo uso de estos residuos vegetales junto a un lodo de depuradora agroalimentario (EDARI) procedente de la producción de jugos cítricos.



2. Material y Métodos

Se realizaron 7 procesos de co-compostaje utilizando residuos procedentes de la poda de cultivos del sureste español como los cítricos (PN), caqui (PC), granado (PG1 y PG2), vid (PV) y paja de arroz (PA) mezclados con lodos procedentes de la industria de cítricos (LC). En cada escenario de co-compostaje se utilizó adicionalmente estiércol de cabra (EC) o estiércol de vaca-oveja (EVO) (Tabla 1). Los composts se desarrollaron utilizando dos sistemas: 1) Compostaje en compostera con volteo y 2) Compostaje en compostera con aireación forzada y volteos. En ambos casos, las mezclas (450-500 kg) se compostaron en termo-compostadores domésticos de 800L. Con el sistema de compostaje 1, se elaboraron 5 compost con las siguientes mezclas (%, s.m.f): C1: 74%LC+18%PC+8%EC; C2: 76%LC+16%PG1+8%EC; C3: 88%LC+2%PA+10%EC; C4: 80%LC+10%PN+10%EC; C5: 80%LC+11%PV+9%EC y se realizaron dos volteos. Con el sistema de compostaje 2, se elaboraron 2 compost: C6: 59%LC+32%PC+9%EVO y C7: 60%LC+30%PG2+10%EVO, se suministró aire mediante sistema de aireación forzada (20 seg/10h) y se realizaron tres volteos. La fase de maduración fue de un mes. Se analizaron parámetros fisicoquímicos, químicos y biológicos a lo largo del proceso, siguiendo los métodos descritos por Vico y col. (2018). Se evaluó la calidad de los compost finales, a nivel agronómico, las propiedades físicas e hidrofísicas asociadas al potencial uso en contenedor y la supresividad ante Fusarium oxysporum (Bustamante y col. 2012).

Tabla 1. Características físicas, físico-químicas y químicas de los ingredientes empleados.

Parámetros	Poda	Poda	Poda	Paja	Poda	Poda	Lodo	Estiércol	Estiércol
	caqui	granado1	granado2	arroz	naranjo	vid	cítrico	cabra	vaca-oveja
DA (k/L)	0,239	0,211	0,221	0,025	0,133	0,139	0,889	0,302	0,427
Humedad (%)	20,5	13,4	17,9	25,1	19,6	17,1	87,6	50,8	50,3
pН	7,2	6,0	5,6	7,4	7,1	7,2	7,6	8,9	7,7
CE (dS/m)	1,69	1,46	2,30	2,75	2,38	1,75	3,67	11,0	5,2
MOT %	89,4	92,2	92,7	84,2	88,7	91,1	68,7	69,1	60,1
COT %	46,3	46,1	44,5	40,9	45,9	45,3	35,1	37,2	32,0
NT %	0,9	1,2	1,3	1,1	1,1	0,8	2,8	6,7	2,9
COT/NT	51,4	38,4	34,2	35,6	40,1	57,4	12,4	5,6	11,2
Na (g/kg)	1,47	1,31	1,04	1,99	1,87	1,83	6,77	20,3	5,76
K (g/kg)	5,27	3,55	7,19	6,73	7,48	7,93	2,52	44,5	12,4
P (g/k)	1,37	0,88	1,7	0,94	0,89	0,88	29,4	12,73	25,0
PolH (mg/Kg)	1768	14389	18929	2955	7053	2921	1935	2358	1405

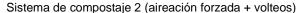
DA: densidad aparente; CE; conductividad eléctrica; MOT: materia orgánica total; COT: carbono orgánico total; PolH: polifenoles hidrosolubles

3. Resultados y discusión

En todas las mezclas se produjo un calentamiento rápido, alcanzándose las temperaturas máximas entre los 4 y 7 días de proceso (Figura 1). En las mezclas del sistema 1, tras el segundo volteo no se detectaron Tª termófilas. Las mezclas del sistema 2 tuvieron un descenso de la Tª bastante lineal, sin repuntes importantes tras los volteos. El sistema de aireación forzada pudo influir en mejorar las condiciones para la degradación aeróbica de la MO. El índice EXI² aumentó durante la fase termófila estabilizándose al final de la fase bio-oxidativa. La fase bio-oxidativa tuvo una duración entre 54 y 60 días (tabla 2). Los compost C1 con solo volteo y el C6 con aireación forzada y volteo, ambos con poda de caqui, presentaron mayor nº días a Tª termófilas y mayores valores del índice EXI² y de la ratio EXI²/días f. bio-oxidativa, liberando una mayor cantidad de calor asociada a la actividad microbiana de los procesos. La menor presencia de lodo también pudo haber influido en una mayor exotermia de los procesos.



Sistema de compostaje 1 (volteos) 70 60 50 50 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 Dias de la fase bloxidativa



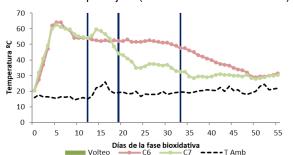


Figura 1. Evolución de los parámetros térmicos.

Tabla 2. Características térmicas de los procesos.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Nº Días >40°C	37	32	12	19	19	38	20
Nº Días >50ºC	22	6	0	2	19	28	14
Nº Días >60ºC	2	0	0	0	0	4	4
Días Bioxidativo	60	60	54	56	56	56	56
Nº días >40°C/Bio-ox.	0,62	0,53	0,22	0,34	0,34	0,68	0,36
EXI ² Acumulado	39733	26386	9974	16672	23585	46164	32508
Ratio EXI ² /Nº días Bio-ox.	662	440	185	298	421	824	581

Durante los procesos el pH disminuyó desde el rango 7,2-8,3 hasta 6,8-7,9, salvo en el compost C1 que aumentó (Tabla 3), todos los compost presentaron pH adecuados para su uso agrícola. La CE aumentó debido a la mineralización de la MO y al aumento relativo de iones por la pérdida de peso de la pila. Los compost C6 y C7 del sistema de aireación forzada presentaron niveles de salinidad adecuados para su uso agrícola mientras que, los compost con solo volteo, con mayores limitaciones para la lixiviación de sales, presentaron niveles altos de salinidad.

Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos en el compostaje.

Mezcla (%m.f)	Días	pН	CE	MOT	Pérdida	COT/NT	COT	NT	Р	K
			(dS/m)	(%)	MO (%)		(%)	(%)	(g/kg)	(g/kg)
				Sistem	na de comp	ostaje 1. V	olteos/			
C1: 74%LC+18%PC+8%EC	0d	7,4	3,91	80,2	1	12,5	39,9	3,2	16,6	9,4
	90d	7,9	6,34	68,4	46,3	10,6	35,0	3,3	20,4	19,3
C2: 76%LC+16%PG1+8%EC	0d	7,2	4,90	76,6	-	9,2	39,5	4,3	19,0	11,6
	90d	6,8	7,91	67,2	37,3	8,8	33,5	3,8	23,2	13,7
C3: 88%LC+2%PA+10%EC	0d	7,4	5,09	72,5	1	8,3	36,6	4,4	21,9	11,2
	90d	7,2	8,76	63,6	33,5	7,6	31,2	4,1	27,0	15,1
C4: 80%LC+10%PN+10%EC	0d	7,4	4,46	73,7	•	11,0	38,4	3,5	15,7	11,3
	90d	7,4	8,74	61,9	41,9	8,1	30,4	3,8	23,5	15,1
C5: 80%LC+11%PV+9%EC	0d	7,4	5,25	76,0	-	9,8	38,6	4,0	16,9	14,0
	90d	6,9	8,67	67,9	33,2	8,8	33,7	3,8	17,3	16,0
	Sistema de compostaje 2. Volteos con aireación forzada									
C6: 59%LC+32%PC+9%EVO	0d	8,3	2,62	85,5	-	20,1	44,3	2,2	11,9	7,1
	90d	7,9	2,96	71,4	57,6	13,1	37,9	2,9	14,8	8,0
C7: 60%LC+30%PG2+10%EVO	0d	7,9	2,91	84,3	-	15,9	41,3	2,6	14,1	7,8
	90d	7,3	4,91	73,6	47,8	9,5	36,0	3,8	21,3	11,8

En todos los procesos se observó un descenso del carbono evolucionando de forma similar a la MO, debido a la degradación aeróbica de compuestos orgánicos lábiles, especialmente, al principio del proceso. En los compost con aireación forzada se observó mayor pérdida de MO, posiblemente debido a la exotermia más intensa, aunque al final del proceso fueron los que mostraron mayores valores de MO. El N, en la mayoría de los compost con solo volteos disminuyó ligeramente, mientras que aumentó en los compost con volteos y aireación forzada. Una mayor relación COT/NT



pudo favorecer una menor pérdida de N por volatilización en forma de amoniaco. El P y el K total aumentaron debido a la concentración de la masa por la pérdida de volumen.

Tabla 4. Evaluación de la calidad de los compost

Parámetro	C1	C2	C3	Ċ4	C5	C6	C7
NT (%)	3,3	3,8	4,1	3,8	3,8	2,9	3,8
P ₂ O ₅ (%)	4,7	5,3	6,2	5,4	5,2	3,4	4,9
K ₂ O (%)	2,3	1,6	1,8	1,8	1,9	1,0	1,4
Polifenoles hidrosolubles (mg/Kg)	480	410	364	322	364	515	492
CCC (meq/100g MOT)	126	131	129	120	117	100	121
Índice de germinación, IG (%)	91	69	68	62	57	99	89
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	2,29	2,29	2,30	1,99	2,27	2,36	2,36
Carbono de ácidos húmicos (%)	1,81	2,05	2,62	1,98	2,62	2,20	3,61
Relación de humificación (RH)	11,7	13,0	15,8	13,1	12,0	12,0	16,6
Índice de humificación (IH)	5,17	6,12	8,41	6,51	5,27	5,81	10,0
Porcentaje de ácidos húmicos (PAH)	44,0	47,1	53,2	49,6	41,3	48,3	60,5
Relación de polimerización (RP)	0,79	0,90	1,14	0,99	1,14	0,93	1,56
Hidrofobicidad (min)	7	21	11	66	4	1	52
Efecto inhibitorio combinado a Fusarium oxysporumsp. melonis (%)	50,7	64,6	50,0	50,9	50,6	61,6	59,6

El índice de germinación superior al 60% en todos los compost indica ausencia de fitotoxicidad. El contenido de polifenolesdisminuyó durante el proceso, hasta valores no fitotóxicos. Los valores de la capacidad de intercambio catiónico (CCC) indicaron una adecuada madurez de los compost. Respecto al valor fertilizante, en general, los compost presentaron contenidos altos en nitrógeno total (2,9-4,1%) y en P₂O₅ (3,4-6,2%). Todos los compost presentan una relación de humificación y un índice de humificación superior al límite establecido por diversos autores (Roletto y col.,1985). Los compost con menor hidrofobicidad contenían como estructurante poda de caqui (C1 y C6) y poda de vid (C5). Los compost inhibieron el crecimiento del hongo Fusarium oxysporumsp. melonis al 100% en las muestras no esterilizadas y el efecto inhibitorio combinado (considerando muestras esterilizadas como sin esterilizar) fue ≥50% en todos los compost.

Tabla 5. Propiedades hidro-físicas de los compost finales.

Parámetro	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	Intervalo óptimo
Densidad aparente (g/cm ³)	0,17	0,18	0,17	0,23	0,18	0,15	0,17	≤ 0,4
Espacio poroso total (%)	89,8	89,2	90,3	86,8	89,6	91,1	89,8	> 85
Cap retención agua (mL H ₂ O/L sust)	563	579	573	595	574	568	700	550-800
Capacidad de aireación (%)	33,5	31,3	33,0	37,3	32,1	34,2	19,8	20-30
Contracción en volumen (%)	27,2	28,9	40,0	32,2	25,8	29,3	37,7	< 30

En la tabla 5 se observan los valores de las propiedades hidrofísicas de los compost maduros y el intervalo óptimo del sustrato ideal. La densidad aparente cumplió el criterio de un sustrato óptimo, con valores inferiores a 0,4 g/cm³ en todos los compost. El espacio poroso total fue superior al 85% en todos los compost. La capacidad de retención de agua se situó entre los valores óptimos, siendo el compost C7 el que mayor valor presentó. La capacidad de aireación se situó ligeramente por encima de las referencias óptimas, salvo en el compost C7, el cual, presentó una capacidad de aireación menor que el resto de composts. La contracción en volumen fue mayor respecto a los valores de referencia en el compost C3 y C7.



4. Conclusiones

El sistema de tratamiento de aireación forzada con volteos pudo influir en la mayor exotermia acumulada (EXI²) y mayor ratio EXI²/días f. bio-ox. que alcanzaron los compost de poda de caqui y granado, respecto al sistema de solo volteos, así como en un mejor control de la humedad y de la lixiviación de sales. El co-compostaje de podas de cultivo y residuos de la industria citrícola permite el reciclado de estos residuos y, además, la obtención de compost de calidad para su uso en diferentes sectores agrícolas, debido a su grado de estabilidad y maduración y a la presencia de propiedades de valor añadido como propiedades hidrofísicas adecuadas para el cultivo en contenedor y potencial efecto supresivo de *Fusarium oxysporum f.* sp. melonis.

5. Bibliografía

- Bustamante M.A., Alburquerque J.A., Restrepo A.P., de la Fuente C., Paredes C., Moral R., Bernal M.P. 2012. Co-compostingofthesolidfractionofanaerobicdigestates, toobtainadded-valuematerialsfor use in agriculture. BiomassBioenergy, 43, 26-35.
- Roletto, E., Barberis R., Consiglio M., y Jodice R. 1985. Chemical parametresforevaluating compost maturity. BioCycle 26, 46-47.
- 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. Valorizationof date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruningbiomassbyco-compostingwithurban and agri-foodsludge. J EnvironManage. 226, 408-415.

6. Agradecimientos

Este trabajo está financiado por la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana (AGCOOP_B/2018/04, COMFORT, compost para suelos saludables).



RELACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD MICROBIANA CHAO1-SHANNON Y OTROS PARÁMETROS CONVENCIONALES INDICADORES DE MADUREZ Y ESTABILIDAD DEL COMPOST

<u>F. Suárez-Estrella</u>, M.J. Estrella-González, M.J. López, M. Jurado, J.A. López-González, J. Moreno.

Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Agrifood Campus of International Excellence, ceiA3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería. fsuarez@ual.es

Resumen: Actualmente, el estudio metagenómico del proceso de compostaje ha cobrado gran importancia ya que ha permitido identificar la existencia de microorganismos que, hasta ahora, no se habían aislado durante el proceso mediante técnicas tradicionales. Así, ha sido posible indagar aún más en la sucesión de grupos microbianos durante el proceso, así como en su implicación en los procesos de degradación de la materia orgánica. Sin embargo, aún resulta complejo hoy día determinar qué bioindicadores podrían revelar el grado de madurez y estabilidad de un determinado compost. Teniendo en cuenta el problema planteado, el objetivo global de este trabajo fue demostrar la posible correlación entre parámetros físico-químicos-enzimáticos tradicionalmente considerados como indicadores de madurez y estabilidad del compost, con otros indicadores de biodiversidad (Chao1 y Shannon), en productos altamente heterogéneos procedentes de procesos de compostaje a escala industrial.

Los resultados del estudio demostraron la enorme influencia de las materias primas a la hora caracterizar los productos obtenidos, sobre todo en relación a los parámetros enzimáticos y al grado de biodiversidad de las muestras. Aun así, se establecieron importantes relaciones entre los índices Chao1 y Shannon, y determinados parámetros relacionados con la madurez y estabilidad de las muestras, como es el caso de la relación C/N, el índice de nitrificación, el contenido en fenólicos, el índice de germinación o el consumo de oxígeno.

Palabras clave: Metagenómica, estabilidad, madurez, índice de germinación, consumo de oxígeno.

1. Introducción

Tradicionalmente, la caracterización fisicoquímica y enzimática del proceso de compostaje ha servido de base para evaluar la estabilidad y el grado de maduración del compost. El estudio de parámetros como la relación C/N, relación húmicos/fúlvicos, relación amonio/nitrato, índice de germinación, consumo de oxígeno, así como las actividades glucosidasa, amilasa, fosfatasa, lipasa, proteasa o ureasa, se han tenido tradicionalmente en cuenta a la hora de establecer la calidad final de un compost (Bernal et al., 1998; Tiquia, 2002; Emino y Warman 2004; Barrena-Gómez et al., 2006; Iglesias-Jiménez et al., 2008). Por otra parte, el estudio metagenómico del proceso de compostaje ha cobrado gran importancia en la actualidad, ya que ha permitido conocer la existencia de microorganismos que hasta ahora no se habían aislado mediante técnicas tradicionales. Así, en las últimas décadas, varios trabajos han podido correlacionar degradación de materia orgánica con funcionalidad y diversidad microbianas gracias a técnicas moleculares avanzadas (Wang et al., 2015, 2018).

Sin embargo, a pesar de los avances descritos, durante el proceso de compostaje la diversidad microbiana varía continuamente, estando este fenómeno directamente influenciado por una amplia variedad de factores. Además, las materias primas y los acondicionadores utilizados para la constitución de las pilas de compostaje también influyen en la evolución de la biodiversidad y, consecuentemente, en la composición cualitativa y cuantitativa de los microorganismos asociados a los materiales compostados. En definitiva, resulta imprescindible avanzar en la búsqueda de



indicadores microbianos de biodiversidad, que revelen el éxito de un proceso compostaje, así como la obtención de un compost de calidad, estabilizado y maduro. Ambos aspectos resumen el objetivo principal de este trabajo.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales de partida

En este trabajo se analizaron 45 muestras de compost procedentes de 15 empresas dedicadas al compostaje de residuos orgánicos. 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). En lo que respecta al procesado de las muestras, se eliminaron rafias, piedras, cristales y otros desechos, de forma inmediata a su recepción en el laboratorio.

2.2. Parámetros analizados

Los parámetros analizados se clasificaron en físico-químicos, enzimáticos e indicadores de biodiversidad. A excepción de estos últimos, el resto han sido tradicionalmente utilizados para evaluar estabilidad y madurez de un compost. Así, los parámetros analizados fueron Materia Orgánica (MO), relación C/N, Humedad, Índice de Nitrificación, consumo de oxígeno (AT₄), el Índice de Germinación (IG), el contenido en fenólicos, así como las actividades β-glucosidasa, Amilasa y Fosfomonoesterasa alcalina (FME-K). Con respecto al estudio de los índices de biodiversidad bacterianos y fúngicos, se determinaron los índices Chao1 y Shannon. Los detalles relacionados con la metodología se describen en el trabajo realizado por Estrella-González et al., (2020).

2.3. Análisis estadístico

Los resultados físico-químicos y enzimáticos, así como los relativos a los indicadores de biodiversidad fueron analizados mediante el programa StatgraphicsCenturion XVIII.I (StatPoint Technologies Inc., Virginia, USA). Las relaciones entre indicadores de biodiversidad y algunos parámetros relacionados con estabilidad y madurez del compost fueron establecidas mediante un análisis de Pearson (P < 0,05). Por otra parte, la agrupación de las muestras en función de los materiales de partida, así como la determinación de las variables más influyentes, se llevó a cabo mediante un Análisis Discriminante y un Análisis de Componentes Principales, respectivamente.

3. Resultados y Discusión

Uno de los principales problemas relacionados con el compostaje a escala industrial es la heterogeneidad de los tratamientos y los criterios de madurez y estabilidad con los que se evalúa el producto final. Trabajos previos respaldan que las diferencias a nivel enzimático de los procesos de compostaje industrial se deben principalmente a la complejidad de los materiales, a la duración de los procesos y a la entrada de material fresco (accidental o fortuita) en fases avanzadas del proceso de biotransformación (Tiquia, 2002; Estrella-González et al. al., 2019).

Una vez analizadas las muestras, se llevó a cabo un test de correlación de Pearson para evaluar la conexión entre todos los parámetros evaluados (p <0.05) (Tabla 1). En este análisis no se tuvieron en cuenta las diferencias entre materias primas, estableciéndose correlaciones muy útiles independientemente del tipo de material de partida utilizado. Así, se detectó una correlación negativa significativa entre los índices de biodiversidad bacteriana y la relación C/N, mientras que la humedad se correlacionó positivamente con la biodiversidad fúngica. En relación con algunos



parámetros tradicionalmente considerados como indicadores de madurez, destacó la correlación estrecha negativa entre el Índice de nitrificación y la biodiversidad bacteriana. En cuanto al bloque de parámetros relacionados con la estabilidad y toxicidad, los resultados mostraron una correlación significativamente positiva entre la biodiversidad microbiana y el índice de germinación, en todos los casos. El índice AT₄ correlacionó en general de forma negativa con los indicadores de biodiversidad, aunque no siempre de forma significativa. Se observó una marcada correlación negativa entre compuestos fenólicos y bioindicadores fúngicos. Con respecto a los parámetros enzimáticos amilasa y FME-K correlacionaron positivamente con los indicadores de biodiversidad bacteriana, mientras que la biodiversidad fúngica, correlacionó negativamente con las actividades β-glucosidasa, Amilasa.

Tabla 1. Tabla de Pearson que muestra las correlaciones entre los diferentes indicadores de biodiversidad y otros parámetros relacionados con maduración y estabilidad en muestras de compost de diferente origen a escala industrial (p < 0,05)

		Indicadores de Biodiversidad						
Parámetros		Chao1 F*	Shannon F*	Chao1 B*	Shannon B*			
	Materia orgánica (MO)	-0.0321	0.3316	-0.0653	-0.1066			
Básicos	Humedad	0,3408	0,522	0,0137	-0,0963			
	Relación C/N	0,0215	0,0265	-0,4349	-0,5504			
Maduración	Índice de Nitrificación (IN)	0,0438	-0,16	-0,5002	-0,5035			
	AT ₄	-0,3441	-0,2869	-0,0789	-0,0834			
Estabilidad / toxicidad	Índice de Germinación (IG)	0,3409	0,481	0,5219	0,5157			
	Compuestos Fenólicos	-0,5618	-0,6293	-0,1701	-0,0853			
	βeta-Glucosidasa	0,1751	0,4454	0,0969	0,0837			
Enzimáticos	Amilasa	0,2761	0,4615	0,3593	0,3661			
	FME-K	-0,0965	0,068	0,4174	0,3917			

^{*} los valores en negrita fueron significativos a P < 0,05

Se realizó un análisis de componentes principales (PC) teniendo en cuenta todos los parámetros de estudio (Figura 1A).

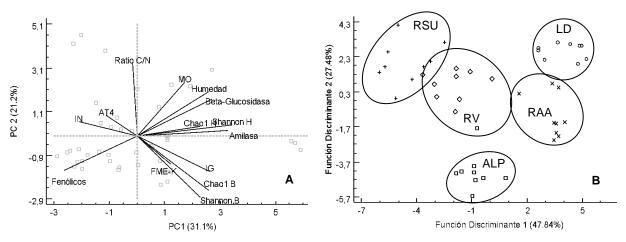


Figura 1. Análisis de Componentes Principales (A) y Análisis Discriminante (B)

La tasa de contribución acumulada de los dos componentes principales (PC1 y PC2) superó el 50%. En relación al PC1, las variables de mayor peso fueron la actividad β-glucosidasa y amilasa, IG, humedad y los indicadores de biodiversidad. Con respecto al PC2, la relación C/N y los indicadores de biodiversidad bacterianos tuvieron un peso significativo, aunque opuesto. A pesar de que la diversidad de las materias primas podría complicar la interpretación de los resultados, es más que evidente, la relación opuesta que existe entre parámetros como el Índice de



Nitrificación, el índice AT₄, o el contenido en fenólicos, y otros como el Índice de Germinación o los índices de biodiversidad mostrados por los materiales.

Por otro lado, el análisis discriminante mostrado en la Figura 1B, sirvió para verificar la enorme influencia de los materiales de partida a la hora de clasificar las muestras en función de su procedencia. El análisis discriminante reveló dos funciones responsables de más del 75% de la variabilidad observada entre los datos. A pesar de que los compost fueron claramente diferentes en función de su procedencia, todos ellos cumplieron en general con los estándares marcados a nivel legislativo.

4. Conclusiones

El problema derivado de la falta de homogeneidad y repetitividad de los procesos de compostaje a escala industrial es evidente. Aunque se han realizado numerosos intentos para predecir la calidad del compost en función de diferentes parámetros tradicionales, los últimos avances metagenómicos revelan la complejidad de esta predicción, ya que la biodiversidad microbiana puede ser casi exclusiva de cada proceso. Podríamos concluir con este trabajo que la calidad de un compost no solo se puede medir en términos fisicoquímicos, sino que también es necesario considerar otros parámetros biológicos, así como la naturaleza "biodiversa" de cada pila de compost.

5. Bibliografía

- Barrena-Gómez, R., Lima, F.V., Ferrer, A.S., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. Waste Manage. Res. 24(1), 37-47.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a widerange of organic wastes. Bioresour. Technol. 63(1), 91–99.
- Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. Compost Sci. Util. 12(4), 342-348.
- Estrella-González, M.J., Jurado, M., Suárez-Estrella, F., López, M.J., López-González, J.A., Siles-Castellano, A., Moreno, J., 2019. Enzymatic profiles associated with the evolution of the lignocellulosic fraction during industrial-scale composting of anthropogenic waste: Comparative analysis. J. Environ. Manage. 248, 109312.
- Estrella-González, M.J. Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J.A., Siles-Castellano, A.B., Muñoz-Mérida, A., Moreno, J., 2020. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost onan industrial scale. Biortesour. Technol. 313, 123557.
- Iglesias-Jiménez, E., Barral-Silva, M.T., Marhuenda-Egea, F.C., 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. J. Moreno, R. Moral (Eds.), Compostaje, Mundi-Prensa, Madrid, pp. 243-283.
- Tiquia, S.M., 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. J. Appl. Microbiol. 92(4), 764-775.
- Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., Wei, Z., 2015. Relations hipbet ween bacterial diversity and environmental parameters during compost ingof different raw materials. Bioresour. Technol. 198, 395-402.
- Wang, K., Yin, X., Mao, H., Chu, C., Tian, Y., 2018. Changes in structure and functionof fungal community in cow manure composting. Bioresour. Technol. 255, 123-130.

6. Agradecimientos

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



RELEVANCIA DEL ESTUDIO DE BIOINDICADORES MICROBIANOS DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROALIMENTARIOS A ESCALA INDUSTRIAL

M.J. Estrella-González, F. Suárez-Estrella, M.M. Jurado, M. López, J.A. López-Gónzalez, A.B. Siles-Castellano y J. Moreno.

Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, 04120, CIAIMBITAL, Almería (España), meg274@ual.es

Resumen: El compostaje a escala a industrial presenta graves problemas derivados de la heterogeneidad de las diferentes materias primas¹,y de las prácticas inapropiadas relacionadas con la mezcla de materiales en fases intermedias del proceso. En este trabajo, se realizó un análisis comparativo en 3 instalaciones de compostaje industrial, en las que se procesaron diferentes mezclas principalmente compuestas por residuos agroalimentarios diversos. Se analizaron como parámetros de seguimiento la temperatura, humedad, materia orgánica y relación C/N, así como actividades enzimáticas íntimamente relacionadas con el ciclo del carbono (β-glucosidasa y amilasa) y el ciclo del nitrógeno (ureasa y proteasa). Adicionalmente, se analizaron los OTUs de bacterias y hongos, y se obtuvieron los índices de biodiversidad correspondientes a las diferentes fases del proceso. A pesar de la heterogeneidad de las diferentes plantas de compostaje, los productos obtenidos cumplieron en general con los estándares de calidad impuestos por ley. No obstante, los resultados de biodiversidad mostraron una fuerte dependencia de las materias primas y de las fases del proceso analizadas. Así, se observó una enorme heterogeneidad a nivel microbiano entre las diferentes plantas de compostaje, aunque en todos los casos, los Phyla mayoritarios fueron Proteobacteria, Firmicutes, Actinobacteria y Bacteroidetes, en el caso de bacterias, y el PhylumAscomycota, en el caso de hongos.

Palabras clave: compostaje industrial, metagenómica, bioindicador.

1. Introducción

Dada la problemática ambiental relacionada con la generación y acumulación de desechos antropogénicos, el compostaje se ha convertido en una alternativa efectiva, ecológica y sostenible, destinada a la revalorización de los desechos orgánicos de enorme valor agronómico. Algunos autores han confirmado que la transformación adecuada de la materia orgánica y la calidad del compost final dependen de la composición cualitativa y cuantitativa de los microorganismos asociados con los materiales compostados.

El estudio metagenómico del proceso de compostaje ha cobrado gran importancia ya que, hasta el momento, mediante las técnicas tradicionales, solo se podía conocer del 1 al 10% de la microbiota presente en el proceso, lo cual ha dificultado saber el rol que jugaban otros microorganismos no cultivables durante el mismo. En las últimas décadas, varios autores han correlacionado la sucesión y actividad microbiana con degradación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje mediante secuenciación genómica y análisis filogenético de comunidades microbianas (Wang y col., 2015). Sin embargo, menos numerosas han sido las investigaciones dirigidas a determinar indicadores microbianos de biodiversidad que revelen una evolución adecuada del proceso de compostaje así como la obtención de un compost estable y maduro. Ambas ideas, podrían resumir el objetivo principal de este trabajo.



2. Material y Métodos

2.1. Muestreo

Las muestras analizadas procedieron de 3 empresas dedicadas al compostaje de residuos agroalimentarios (RAA1, RAA2 y RAA3). Por motivos evidentes de confidencialidad, no se indican los nombres de las empresas. 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). Teniendo en cuenta que los análisis se llevaron a cabo siempre por triplicado, se procesaron un total de 54 muestras. En lo que respecta al procesado de las muestras, se eliminaron rafias, piedras, cristales y otros desechos, siempre que fuera necesario, de forma previa a la realización de los análisis.

2.2. Parámetros de control

Se analizaron principalmente parámetros físico-químicos relacionados con el monitoreo del proceso. La humedad contenida en las muestras se determinó mediante secado a 105 °C durante 24 h. El contenido en materia orgánica se evaluó determinando la pérdida de peso, a peso constante por ignición a 550 °C. Para obtener el valor de la relación C/N, el nitrógeno total (N) y el carbono total (C) se determinaron en muestras sólidas secas por combustión a 950 °C utilizando un analizador elemental LecoTruSpec CN (Leco Co., St. Joseph, MI, EE. UU.).

2.3. Actividades enzimáticas.

La metodología empleada para las diferentes actividades enzimáticas se indica en la Tabla 1, a partir de material fresco. Los resultados se expresaron como µmol de producto g⁻¹ h⁻¹ en peso seco.

Tabla 1. Protocolos enzimaticos.					
Actividad enzimática	Referencia.				
β-glucosidasa	Tabatabai (1982)				
Amilasa	Mishra y col. (1979)				
Ureasa	Bremner y Mulvaney (1978)				
Proteasa	Ladd y Butler (1972).				

Tabla 1. Protocolos enzimáticos

2.4. Aislamiento de ADN bacteriano y fúngico, preparación de bibliotecas y secuenciación.

Se utilizó el kit DNeasyPowerSoil DNA isolation kit (Qiagen) para la extracción del ADN y se amplificó por PCR, usando los cebadores ITS86F e ITS4 para hongos, y los cebadores Bakt 341F y Bakt 805R en el caso de bacterias, incluyendo controles negativos tanto en el proceso de extracción, como en las PCR. Los productos de amplificación fueron secuenciados en un MiSeq PE300 (Illumina) por la empresa AllGenetics&Biology S.L. (La Coruña, España).

2.5. Análisis de datos metagenómicos y análisis estadísticos.

El ensamblaje R1 y R2 fue realizado con FLASH y para el análisis de los archivos FASTQ de utilizó el software "QuantitativeInsightsintoMicrobialEcology" (QIIME) v1.9.0 (Caporaso y col., 2010). Para la eliminación de secuencias quiméricas se utilizó el algoritmo BLAST, con referencia a la base de datos *Silva V: 11-Dec-2017 release* en el caso de bacterias, y con referencia a la base de datos *UNITE V:7.2. 01-Dec-2017 release* en el caso de hongos. 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 *Singletones*, las OTUs con un número de secuencias inferior al 0,005%, y las OTUs con baja abundancia. Adicionalmente, se obtuvieron los índices de biodiversidad Chao1, Shannon y Simpson bacterianos y fúngicos, de forma independiente.

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa StatgraphicsCenturion XVIII.I (StatPoint Technologies Inc., Virginia, EE. UU.). El análisis de varianza (ANOVA) se realizó para comparar los valores medios de los diferentes factores y variables analizadas (p <0.01). Se utilizó un análisis discriminante para evaluar la adecuación de la clasificación en grupos sobre la base de las variables independientes, así como un análisis de correlación de Spearman para establecer las relaciones entre las distintas variables.

3. Resultados y Discusión

3.1. Parámetros de control

En las tres plantas de compostaje de residuos agroalimentarios a escala industrial se alcanzó el mínimo de temperatura establecido durante la etapa termófila por la Agencia de Protección ambiental (EPA, 2003), oscilando entre 55-70 °C. Por otro lado, según la legislación actual sobre productos fertilizantes (Real Decreto 999/17), para poder comercializar como enmienda orgánica el producto obtenido durante un proceso de compostaje, éste debe cumplir los siguientes requisitos: Humedad < 40%, Materia Orgánica > 35% y relación C/N < 15. En la Tabla 2 se puede observar que, a excepción de los valores de humedad de las muestras RAA1, se cumplieron todos los criterios establecidos en dicho Real Decreto.

Tabla 2. Parámetros básicos según legislación (Real Decreto 999/17)

Planta	Humedad (%)	Materia Orgánica (%)	C/N ratio
RAA1	$63,6 \pm 0,6$	$74,1 \pm 0,4$	$11,3 \pm 0,1$
RAA2	$27,2 \pm 0,7$	49,1 ± 1,8	12,4 ± 0,1
RAA3	$30,5 \pm 0,4$	$52,1 \pm 0,9$	11,8 ± 0,4

3.2. Análisis metagenómico

Los análisis metagenómicos mostraron cuan variables, desde el punto de vista microbiológico, fueron las fases del proceso de compostaje entre sí y con respecto a los diferentes procesos industriales. En ambos casos, tanto hongos como bacterias fueron analizadas a nivel de orden. Cabe destacar la presencia en todas las fases y plantas de los órdenes Capnodiales (8,24%), Eurotiales (38,34%), Microascales (23,54%) y un grupo hasta el momento no identificado perteneciente a la clase *Sordariomycetes* (3.56%). En el caso de las bacterias, se observaron porcentajes más equilibrados en los grupos mayoritarios: *Chitinophagales* (19,32%), Flavobacteriales (15,28%), Bacillales (13,41%) y Pseudomonadales (11,00%), estando estos tres últimos presentes en todas las fases e instalaciones. En ambos casos, se observó una gran biodiversidad en cuanto a la microbiota mayoritaria al inicio y al final del proceso.

3.3. Análisis estadístico

El análisis discriminante (Figura 1A) realizado en función de todos los parámetros analizados, reveló dos funciones responsables del 100% de la variabilidad de los datos. Se observó una clara agrupación de los datos en función de la planta de compostaje, siendo el grupo más distante el correspondiente a la planta RAA1. En lo que respecta al análisis de correlación de Spearman (p < 0,05),a pesar de que los procesos mostraron ser claramente diferentes en función de las instalaciones de



procedencia, la actividad proteasa (PROT) correlacionó negativamente con la actividad amilolítica (AMI), la materia orgánica (MO) y actividad β-glucosidasa (GLUC). Estos tres últimos parámetros, a su vez, se mostraron relacionados entre sí positivamente. Así mismo, se puso de manifiesto la estrecha correlación positiva entre actividad ureasa (URE) y diversidad bacteriana (Chao1B, ShannonB y SimpsonB), así como negativa entre ésta última y la actividad proteasa, lo que hizo sospechar que los mayores índices de biodiversidad bacteriana pueden coincidir con la fase final de los procesos analizados. Al contrario, se intuyó una mayor biodiversidad fúngica al inicio de los procesos (Chao1H, ShannonH y SimpsonH), dada la correlación positiva existente entre ésta y la relación C/N.

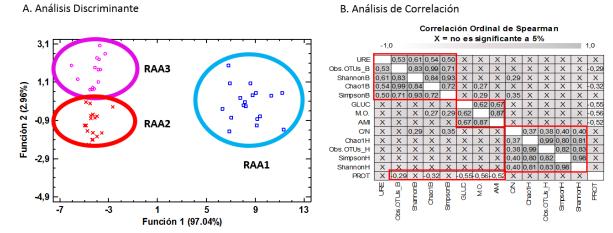


Figura 1. Análisis discriminante (A) y análisis de correlación (B) en función de los parámetros de estudio

4. Conclusiones

En la búsqueda del establecimiento de posibles correlaciones entre el grado de biodiversidad durante el compostaje de residuos agroalimentarios, y otros parámetros físico-químicos-enzimáticos, se pudo intuir que el mayor grado de diversidad bacteriana podría darse en los estados finales del proceso, mientras que la diversidad fúngica podría ser más notable al inicio del proceso de biotransformación. A pesar de la heterogeneidad de los procesos, las correlaciones entre actividades glucosidasa, amilasa, proteasa y ureasa, con respecto a la relación C/N y contenido en materia orgánica fueron las lógicas de un proceso de compostaje.

5. Bibliografía

BOE-A-2017-14332, 2017. Real Decreto 999/2017: Spanish Regulation on fertilizers products.

Bremner, J.M., Mulvaney, R.L. 1978. Urease activity in soils. In: Burns, R.G. (Ed.), Soil Enzymes. Academic Press, London, UK, pp. 150-196.

Caporaso, J., Kuczynski, J., Stombaugh, J. et al. 2010.QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. Nat Methods 7, 335–336.

EPA (Environmental Protection Agency, USA), 2003. Environmental regulations and technology. Control ofpathogens and vector attrraction in sewagesludge. EPA625-R-92-013.

Ladd, J.N., Butler, J.H.A., 1972. Short-termas says of soil proteolytic enzyme activiti esusing proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. 4, 19-30.

Mishra, P.C., Mohanty, R.K., Dash, M.C., 1979. Enzymeactivity in subtropical Surface soilsunder pasture. Indian J. Agr. Chem. 12, 19-24.

Tabatabai, M.A., 1982. Soilenzymes, in: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), Methodsof Soil Analyses, Part 2, Agronomy, second ed., vol. 9. Am. Soc. Agron, Madison,



Wis, pp. 903-947.

Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., Wei, Z. 2015. Relation ship between bacterial diversity and environmental parameters during compost ing of different raw materials. Bioresour. Technol. 198, 395-402.

6. Agradecimientos

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



EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE FORSU Y TRAS SU APLICACIÓN EN SUELO AGRÍCOLA

Andrea López¹, Cristina Quiñones¹, Paula Renieblas¹, Jairo Gómez¹, Rosa Mosteo², Enrique Aymerich³, Mª Peña Ormad²

¹Navarra de Infraestructuras Locales S.A. (NILSA) · Avda. Barañain 22, 31008 Pamplona

²Grupo Agua y Salud Ambiental (T51_17R) · Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA) · Dpto. Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente · Universidad de Zaragoza

³Agua y Salud·CEIT-IK4 Research Alliance, San Sebastián, Guipúzcoa alopez@nilsa.com

Resumen: El Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), sobre estrategias de adaptación al Cambio Climático en la Comunidad Foral de Navarra, plantea en una de sus acciones la "Optimización de la adaptabilidad de los agrosistemas al cambio climático mediante estrategias de gestión del suelo, materia orgánica y cultivos", posibilitando el uso de enmiendas orgánicas como fertilizante agrícola y contribuyendo así al uso eficiente de recursos y a la economía circular. Por otro lado, dentro de los objetivos estratégicos del Plan de Residuos de Navarra se persigue evitar el riesgo ambiental y sanitario asociado. El trabajo de investigación consiste en la caracterización microbiológica de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) a lo largo del proceso de compostaje a escala piloto (4-6 m³), en pilas estáticas aireadas y pilas volteadas. Se toman muestras a lo largo del proceso y durante la aplicación del compost en una parcela experimental donde se cultiva maíz. Se determinan coliformes totales, Escherichia coli y Enterococcus sp. Los resultados muestran que la concentración inicial en la FORSU és de 107-108 UFC/g para coliformes totales, E. coli y Enterococcussp. Tras más de 100 días de proceso se observan reducciones de al menos dos órdenes de magnitud respecto a la concentración inicial, cumpliendo los límites microbiológicos establecidos en la legislación tras la etapa de maduración. Asimismo, después de la aplicación del compost en la parcela experimental, se observa una reducción de la concentración microbiológica en al menos un orden de magnitud en el suelo durante las primeras semanas.

Palabras clave: Coliformes totales, *Escherichia coli*, *Enterococcus* sp., pilas volteadas y estáticas aireadas, cambio climático

1. Introducción

La Directiva Marco de Residuos (Directiva 2008/98/CE), traspuesta al ordenamiento español mediante la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, tiene por objeto la protección del medio ambiente y de la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de residuos y la reducción del impacto global del uso de recursos. Así mismo, incluye nuevos conceptos como es el denominado, "biorresiduo", que constituye una corriente clave a trabajar desde el enfoque de la prevención y de la reducción.

En el ámbito de la Comunidad Foral de Navarra (CFN), conforme a lo establecido en la Directiva 2008/98/CE y la Ley 22/2011, se elabora el Plan de Residuos de Navarra 2017-2027, que constituye el instrumento básico de la política de prevención y gestión de residuos en los próximos años (Gobierno de Navarra, 2016). Dentro de los objetivos estratégicos, el "Estudio para la minimización de sustancias contaminantes y peligrosas en los abonos o enmiendas fertilizantes obtenidas a partir de los biorresiduos", persigue evitar el riesgo ambiental y sanitario asociado.

Por otro lado, el Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), sobre estrategias de adaptación al cambio climático en la CFN, incluye entre sus 6 áreas de



actuación, el área de *Agricultura*. Una de las acciones de esta área plantea el uso de enmiendas orgánicas como fertilizante agrícola, contribuyendo así al uso eficiente de recursos y a la economía circular.

El objetivo general del estudio es determinar la contaminación microbiológica presente a lo largo del proceso de compostaje de FORSU, y tras la aplicación del compost producido en un suelo agrícola y durante el cultivo, con el fin de minimizar el riesgo ambiental y sanitario asociado.

Todo ello está encaminado a establecer unas pautas de actuación que faciliten la adopción de unas buenas prácticas agrarias, que favorezcan la coordinación en la estrategia de gestión de residuos orgánicos procedentes del sector público con las necesidades del sector agrario.

2. Material y Métodos

2.1. Instalaciones para compostaje de FORSU

Para llevar a cabo el estudio se utilizan cuatro instalaciones de compostaje que se basan en dos tecnologías diferentes: pilas de compostaje estáticas aireadas y pilas volteadas (Figura 1). Las instalaciones se sitúan en la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Tudela (Navarra). La capacidad de las pilas es de 4-6m³. Se han llevado a cabo dos fases de compostaje de aproximadamente 24 semanas de duración cada una donde se han empleado diferentes ratios FORSU: estructurante (1:2 y 1:1). Como estructurante se ha empleado restos de poda.



Figura 1. Instalaciones para compostaje de FORSU

2.2. Descripción del terreno y aplicación de enmienda orgánica

La parcela experimental en la que se aplica el compost obtenido se localiza también en la CFN y el suelo tiene un contenido medio en arcilla superior al 30%, arena 5% y limo grueso 12%, además de N 0.14%, M.O 1.9% y pH 8.5. La parcela se divide en filas y cuadrículas. Una de las filas no se abona, considerándose como el blanco del estudio. Así mismo, en dos filas alternas solo se añaden componentes inorgánicos, y en otras dos filas alternas se añade compost de FORSU, de modo que se realiza la aplicación por duplicado.

La forma de riego de la parcela experimental es por aspersión y cubre toda la superficie cultivable donde se siembra maíz (*Zea mays*). La cantidad de enmienda a añadir por hectárea se calcula en base a los análisis de parámetros agronómicos llevados a cabo por INTIA, en función de las necesidades nutricionales.



2.3. Toma de muestras

2.3.1. Proceso de compostaje

Se toman muestras de FORSU y estructurante para una caracterización inicial antes de montar las pilas y comenzar el proceso. Posteriormente, se toman muestras a lo largo del proceso de compostaje en las diferentes etapas (termofílica, mesofílica, cribado, maduración). Las muestras son en general muestras compuestas a partir de la recogida de muestras puntuales y aleatorias (TMECC, 2001). El volumen final de muestra compuesta es de 500 mL, siendo el recipiente estéril para determinar parámetros microbiológicos.

2.3.2. Aplicación en suelo agrícola

Se realizan tres muestreos. En concreto, se toman muestras antes de la aplicación de los fertilizantes y durante la siembra y crecimiento del cultivo. Se recogen muestras del suelo sin abonar (blanco), muestras de suelo abonado con y sin compost. La toma de muestras se realiza mediante un muestro estandarizado, cogiendo en cada cuadrícula una porción de suelo a unos 15 cm de profundidad. Cada punto se deposita en un cubo y de toda la mezcla se selecciona una parte por el método cuarteos (Carter, 1993). Para el análisis microbiológico, las muestras se recogen en recipientes estériles de 500 mL.

2.4. Parámetros analizados

Se determinan coliformes totales y *E. coli* en todas las muestras y de manera puntual se mide también *Enterococcus* sp. Los análisis microbiológicos se realizan en un tiempo no superior a las 24 horas tras la toma de muestras (ISO y AENOR, 2011, 2013) y empleando metodología estandarizada (Eaton y col., 2005; ISO y AENOR, 2001, 2013, 2014). Para los análisis es necesario un pretratamiento previo de la muestra, que consiste en la extracción sólido-líquido mediante trituración mecánica. Los resultados se expresan en Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por gramo de muestra seca (UFC/g).

3. Resultados y Discusión

En relación al proceso de compostaje, en las muestras iniciales al comienzo de cada fase de compostaje, la concentración de coliformes totales, *E.coli* y *Enterococcus* sp. en FORSU es de entre 4.4·10⁷-1.5·10⁸ UFC/g, 2.5·10⁷-1.3·10⁸ UFC/g y 1.1·10⁸–6.3·10⁸ UFC/g, respectivamente. La Figura 2 muestra los resultados promedio de la evolución de la contaminación microbiológica, durante una de las dos fases del proceso de compostaje realizadas, siendo la evolución muy similar en ambas fases.

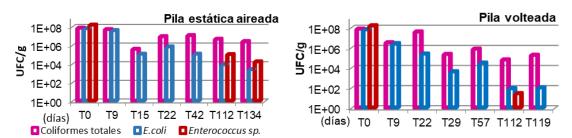


Figura 2. Evolución de la contaminación microbiológica durante los días de proceso (T, eje x) de compostaje en las instalaciones con ratio FORSU: estructurante 1:1



Tal y como se observa en la Figura 2, la concentración microbiológica se reduce entre 2 y 6 órdenes de magnitud a lo largo del proceso de compostaje. También se ha observado en este estudio que puede llegar a haber heterogeneidad en cuanto a la temperatura en diferentes zonas, y con ello la concentración microbiológica determinada en esos puntos también varía de manera destacada. Por lo tanto, resulta importante identificar zonas o puntos que pudieran presentar condiciones más desfavorables de temperatura y humedad y centrar ahí el control microbiológico. En cualquier caso, se cumplen los rangos temperatura-tiempo establecidos en la propuesta del Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo (P8_TA-PROV(2019)0306), al estar al menos 14 días a temperaturas superiores a 55°C. Tras el proceso de maduración y en el momento de aplicación en el suelo agrícola se cumplen con los límites establecidos en la legislación vigente (Real Decreto 506/2013). En concreto, la concentración de *E. coli*es de entre 4.5·10°-2.6·10² NMP/g (<10³ NMP/g). Se obtienen aproximadamente 8 Tn de compost tras el cribado.

Respecto a la aplicación del compost cribado al terreno, se ajusta la dosis de aplicación en función de las necesidades del suelo, siendo ésta de 20.5 Tn fresca/ha. La Figura 3 muestra la evolución de la concentración microbiológica tras la aplicación de la enmienda en el suelo y a lo largo del crecimiento del cultivo en una de las subparcelas.

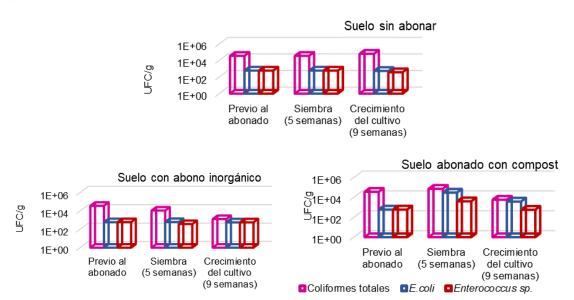


Figura 3. Evolución de la contaminación microbiológica en suelo agrícola

Tal y como se muestra en la Figura 3, la concentración microbiológica no muestra variaciones destacadas en el suelo sin abonar o con abono inorgánico, y sí se observa un aumento y posterior disminución en al menos un orden de magnitud en el suelo abonado con compost. Además, tras la recogida del cultivo se obtiene una eficiencia del N un 8% superior al obtenido en el suelo sin abono orgánico.

4. Conclusiones

Los procesos de compostaje consiguen reducir la concentración microbiológica presente en FORSU al menos dos órdenes de magnitud y tras el cribado y maduración el compost cumple con los límites microbiológicos establecidos en la legislación vigente. Por otro lado, la aplicación de compost obtenido a partir de FORSU en un suelo agrícola supone el aporte necesario de nutrientes y materia orgánica, que además no empeora la calidad microbiológica del mismo.



5. Bibliografía

Carter, M. R. 1993. Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, p.1262 ISBN 9780849335860.

Eaton, A., Clesceri, L., Rice, E., Greenberg, A. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed. 2005, APA-AWWA-WEF. ISBN 0-87553-047-8.

ISO 16649 Horizontal method for the enumeration of beta-glucuronidase-positive *Escherichia* coli.

UNE EN ISO 7899-2:2001. Water quality. Detection and enumeration of intestinal enterococci.

UN-EN ISO 5667-3:2013. Water quality. Sampling. Part 3.

UNE EN ISO 9308-1:2014. Calidad del agua. Recuento de *Escherichiacoli*y de bacterias coliformes.

Life-NADAPTA, https://lifenadapta.navarra.es/es/ (15/04/2020).

INTIA, https://www.intiasa.es/web/es/inicio (15/04/2020).

6. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), en una acción liderada por INTIA, sociedad pública adscrita al Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local. Este trabajo se ha financiado conjuntamente entre NILSA y el Grupo de Investigación DGA-FSE Agua y Salud Ambiental T51_17R. Además, se ha contado con el asesoramiento del Grupo de Investigación Agua y Salud de Ceit-IK4 y la colaboración de la Mancomunidad de Montejurra (Navarra).



OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE DE FORSU Y FANGO DE DEPURADORA A ESCALA PILOTO

Andrea López¹, Elena Alquézar¹, Paula Renieblas¹, Sandra Blazquez², M^a Peña Ormad³, Enrique Aymerich⁴, Victor Manuel Mur¹, Jairo Gómez¹

¹Navarra de Infraestructuras Locales S.A. (NILSA) Avda. Barañain 22, Pamplona, Navarra

²Mancomunidad Comarca de Pamplona, Calle Navas de Tolosa, 29, Pamplona, Navarra

³Grupo Agua y Salud Ambiental (T51_17R) · Instituto Universitario de Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA) · Dpto. Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente · Universidad de Zaragoza

⁴Agua y Salud·CEIT-IK4 Research Alliance, San Sebastián, Guipúzcoa alopez@nilsa.com

Resumen: Enmarcado en el Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), el objetivo general de este trabajo, realizado entre NILSA y la Universidad de Zaragoza, con la colaboración de la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona, Mancomunidad de Montejurra (Carcar) y centro de investigación aplicada CEIT, ha sido optimizar la tecnología empleada para el compostaje y el producto final obtenido a partir de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) y fango de depuradora. La FORSU proviene de la recogida selectiva en municipios y el fango ha sido digerido y deshidratado antes de comenzar la experimentación. Se han empleado instalaciones a escala piloto (4-6 m3) de compostaje mediante pilas volteadas y pilas estáticas aireadas automáticamente. Se analizan variables operacionales relacionadas con el sistema de riego y la aireación, utilizada para enfriar y/o oxigenar cada pila. Se controla el proceso midiendo temperatura, pH, DQO, conductividad, nitrógeno amoniacal y sólidos volátiles. Asimismo, se hace un seguimiento de concentración microbiológica y se determina el grado de madurez del compost. Los resultados obtenidos muestran que con la tecnología de pilas volteadas se ha conseguido un control adecuado de aireación y ajuste de humedad. Con la tecnología de pilas estáticas aireadas, se han conseguido mejoras en su control y operación a lo largo de las diferentes fases ensayadas. Por otro lado, en el compostaje de fango de depuradora, se ha estudiado la optimización del grado de humedad del fango inicial, mediante un secado solar previo, para aumentar la capacidad de compostaje de la instalación.

Palabras clave: Estabilidad del compost, pilas estáticas aireadas, pilas volteadas, secado solar, control continuo de temperatura

1. Introducción

La Directiva Marco de Residuos (Directiva 2008/98/CE), traspuesta al ordenamiento español mediante la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, y de la que ya hay un anteproyecto de ley, habla de la protección del medio ambiente y de la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de residuos y la reducción del impacto global del uso de recursos. Así mismo, incluye el término "bioresiduo": residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor y, residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos, siendo esta fracción una corriente clave a trabajar desde el enfoque de la prevención y de la reducción. Por otro lado, de acuerdo con el Registro Nacional de Fangos, se producen al año 1.2·10⁴Tn (materia seca) de fango de depuradora y entorno al 80% del fango tiene aplicación agrícola (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2020), por lo que resulta primordial hacerlo en condiciones ambientales y sanitarias garantizadas.



En el ámbito de la Comunidad Foral de Navarra (CFN), el Plan de Residuos de Navarra 2017-2027 constituye el instrumento básico de la política de prevención y gestión de residuos en los próximos años. De las 76400 Tn de fango producidas en 2014, el 88% tuvo aplicación agrícola. Dentro de los objetivos estratégicos del Plan, el "Estudio para la minimización de sustancias contaminantes y peligrosas en los abonos o enmiendas fertilizantes obtenidas a partir de los biorresiduos", persigue evitar el riesgo ambiental y sanitario asociado.

El Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), sobre estrategias de adaptación al Cambio Climático en la Comunidad Foral de Navarra, incluye entre sus 6 áreas de actuación, la denominada *Agricultura*. En concreto, dentro de una de las acciones se habla de "Optimización de la adaptabilidad de los agrosistemas al Cambio Climático mediante estrategias de gestión del suelo, materia orgánica y cultivos", lo que plantea el uso de enmiendas orgánicas como fertilizante agrícola, contribuyendo así al uso eficiente de recursos y la economía circular.

El objetivo general de este estudio es optimizar la tecnología empleada para el compostaje y el producto final obtenido a partir de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) y de fango de depuradora mediante el control de diferentes parámetros físico químicos y microbiológicos y el ajuste y la automatización de parámetros de operación como son la aireación y el ajuste de humedad de las pilas.

2. Material y Métodos

2.1. Origen FORSU y fango e instalaciones compostaje

La Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos proviene de una planta de tratamiento de residuos de la Mancomunidad de Montejurra, que tiene su origen en la recogida selectiva en sus municipios. Por otro lado, el fango de depuradora ha sido sometido a una digestión anaerobia y posteriormente a una deshidratación hasta reducir su humedad al 80%.

Para llevar a cabo el estudio se utilizan instalaciones que se basan en dos tecnologías diferentes de compostaje: pilas estáticas aireadas y pilas volteadas (figura 1). Para el compostaje de FORSU se han empleado ambas tecnologías y para el compostaje de fango únicamente las pilas volteadas.



Figura 1. Instalaciones para el compostaje de FORSU y fango y secado solar en la EDAR de Tudela

En las pilas estáticas aireadas la aireación tiene lugar mediante tres canales instalados en el suelo con 12 orificios por los que se distribuye el aire de una manera homogénea por todos ellos aportado por una soplante. Se automatiza la aireación tanto para aportar el oxígeno necesario al proceso como para realizar el control de la temperatura de las pilas. El ajuste de humedad se hace mediante manguera en las primeras fases y con riego por goteo en las tres últimas fases realizadas, colocando una red de tuberías a tres alturas (figura 1). Por otro lado, en las pilas volteadas, la



aireación se lleva a cabo mediante el volteo con una pala de unos 300L de capacidad y la adición de agua mediante manguera. Se hace coincidir el riego con los volteos para mejorar la distribución del agua.

La capacidad de las pilas es de 4-6m³. Se han llevado a cabo cinco fases de compostaje de FORSU de entre 14-24 semanas de duración cada una. En cada fase se utilizan dos pilas de cada tecnología, además, se has estudiado diferentes proporciones de FORSU:Estructurante (1:2 y 1:1 ó 1:1 y 1:0.5).

En relación al compostaje de fangos, como paso previo al compostaje se plantea una reducción de la humedad mediante secado solar, para lo que se emplea una planta piloto automática (figura 1). Se introduce el fango y mediante la programación de la aireación en función de la temperatura y de la humedad tanto internas como externas, y de secuencias de volteo según las horas, se consigue una reducción de la humedad hasta el valor deseado. Este compostaje se realiza en proporción Fango: Estructurante 1:6.

2.2. Toma de muestras

Se toman muestras de FORSU, fango y estructurante para una caracterización inicial antes de los procesos de secado y compostaje. Posteriormente, se toman muestras a lo largo del proceso (etapa termofílica, etapa mesofílica, cribado y etapa de maduración). Las muestras son muestras puntuales en zonas de la pila a determinada temperatura y muestras compuestas a partir de la recogida de muestras puntuales y aleatorias. El volumen final es de 500ml, siendo el recipiente estéril para parámetros microbiológicos. Es necesario un pretratamiento previo de la muestra para obtener la fracción líquida.

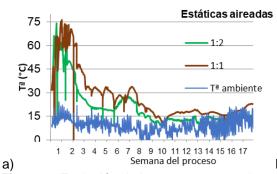
2.3. Parámetros analizados

La temperatura se controla mediante sondas colocadas en cada pila y conectadas a un ordenador que almacena valores cada 5 minutos. Además, se hace un seguimiento diario tomando temperaturas en diferentes puntos de las pilas con un termómetro para determinar posibles gradientes de temperatura. Se determinan pH, DQO, humedad, conductividad, nitrógeno amoniacal y sólidos volátiles en las muestras compuestas. Por otro lado, se hace un control de la presencia de patógenos a lo largo del proceso mediante la determinación de coliformes totales y *Escherichiacoli*. Finalmente, se evalúa el grado de madurez del compost tras el cribado (Grado Rottegrade). Para la determinación de todos estos parámetros se emplea metodología estandarizada (Eaton y col., 2005; EPA, 1971, 1993; ISO 2001; ISO y AENOR, 2005, 2013 y 2014).

3. Resultados y Discusión

En todas las fases realizadas se representan los valores en continuo de la evolución de la temperatura y los resultados de parámetros físico-químicos que se van obteniendo semanalmente. Como ejemplo, la figura 2 muestra la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje en una de las fases y en las diferentes instalaciones.





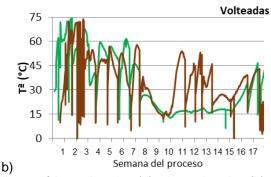


Figura 2. Evolución de la temperatura en las pilas estáticas aireadas (a) y las volteadas (b) del proceso de compostaje. Mezclas FORSU: estructurante 1:2 (verde) y 1:1 (marrón)

Tal y como se observa en la figura 2, las mezclas en las pilas aireadas pasan antes a la etapa mesofílica que en las pilas volteadas (semana 3 y semana 8). Además, tras la etapa de cribado de la mezcla de las pilas estáticas aireadas se ha determinado un aumento de temperatura de la mezcla, lo que indica que hay materia orgánica y nutrientes para que vuelva a haber un aumento de temperatura. Se cumplen los rangos temperatura-tiempo establecidos en la propuesta del Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo (P8_TA-PROV(2019)0306), al estar al menos 14 días a temperaturas superiores a 55°C en todas las fases realizadas. En relación al ajuste de humedad, el riego por goteo mejora la adición de agua respecto a la adición mediante manguera en las pilas estáticas. Por otro lado, la evolución del resto de parámetros físico-químicos medidos es muy similar tanto en las instalaciones de las pilas estáticas aireadas como en las pilas volteadas y tras el cribado, la determinación del grado de madurez indica grado Rotte IV o V en todas las muestras. Finalmente, la evolución de los parámetros microbiológicos a lo largo del proceso muestra reducciones de al menos dos órdenes de magnitud respecto a la concentración inicial y cumple con los límites establecidos en la legislación durante la etapa de maduración (Real Decreto 506/2013), con valores de *E.coli*de entre 4.5·10⁰-2.6·10² NMP/g.

En el compostaje de fango con secado previo, se carga en la secadora 1 tn de fango húmedo y en una semana se consigue pasar de una humedad del 80% al 40% (figura 3). La figura 4 muestra la evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje de este fango durante las 8 primeras semanas. Tal v como se observa en la figura 4, y en base a los que también indican los resultados de parámetros físico químicos, el proceso de compostaje ha tenido lugar de forma similar a como ocurre habitualmente con el fango sin secado previo, obteniéndose un producto adecuado tras el cribado. En cuanto a la evolución de la contaminación microbiológica, tras el cribado se observa una reducción de la concentración de al menos un orden de magnitud para coliformes totales y 3 órdenes de magnitud para E.coli.





previo al compostaje

Figura 3. Fango tras el secado solar Figura 4. Evolución de la temperatura durante las primeras 8 semanas de compostaje de fangos



4. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos se puede concluir en las pilas estáticas que la aireación controlada automáticamente resulta de gran utilidad para el control del proceso. Sin embargo, la ausencia de volteo fomenta los gradientes de temperatura en la pila, por lo que es importante establecer controles en los puntos que puedan resultar más desfavorables en términos de temperatura y humedad. Por otro lado, las pilas volteadas requieren más necesidad de personal y maquinaria, pero permiten que el proceso avance de manera más homogénea en todas las zonas de la pila. En relación al compostaje de fangos con secado previo, se observa que las etapas del proceso tienen lugar correctamente tras haber reducido al 50% la humedad inicial del fango, lo que permite tratar una mayor cantidad de fango.

5. Bibliografía

https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/ (15/04/2020)

Plan de residuos de Navarra 2017-2027. Boletín Oficial de Navarra 170, de 2 de diciembre de 2016

Eaton, A., Clesceri, L., Rice, E., Greenberg, A. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed. 2005, APA-AWWA-WEF. ISBN 0-87553-047-8.

EPA 354.1, 1971. Determinación de nitritos por espectrofotometría.

EPA 410.4, 1993. Determinación de Demanda Química de Oxígeno por colorimetría.

ISO 16649 Horizontal method for the enumeration of beta-glucuronidase-positive *Escherichia* coli

ISO 7251:2005. Horizontal method for the detection and enumeration of presumptive Escherichia coli

6. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el Proyecto Life-NADAPTA (LIFE16 IPC/ES/000001), en una acción liderada por INTIA, sociedad pública adscrita al Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local. Este trabajo se ha financiado conjuntamente entre NILSA y el Grupo de Investigación DGA-FSE Agua y Salud Ambiental T51_17R y ha contado con la colaboración de la Planta de Tratamiento de Residuos de Carcar (Mancomunidad de Montejurra) y la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona.



PROYECTO AGROCOMPOSTAJE: COMO DESARROLLAR TODA UNA ESTRATEGIA DE REVALORIZACIÓN DE RESIDUOS EN EL SECTOR PRIMARIO EN LA COMUNIDAD VALENCIANA DE LA MANO DE LOS ACTORES

María Dolores Pérez-Murcia, María Teresa Fernández-Suarez, Ana García Rández, Francisco Sánchez-García, Enrique Agulló, María Ángeles Bustamante, Concepción Paredes, Aurelia Pérez-Espinosa, Raúl Moral

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

Resumen: Los residuos orgánicos asociados a la actividad agrícola, ganadera y agroalimentaria deben gestionarse y valorizarse en el propio medio agrario de acuerdo con los principios de sostenibilidad y economía circular especialmente en un entorno de emergencia climática. En este contexto, el Agrocompostaje entendido como la transformación orientada, aeróbica y controlada de flujos residuales orgánicos agrarios en su entorno productivo está creciendo de forma muy intensa, dinamizado por los propios actores a diferentes escalas. El proyecto Agrocompostaje (www.agrocompostaje.edu.umh.es) es una iniciativa de la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica de la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche implementado desde 2017 que incluye acciones de formación, acompañamiento y demostración en todo el territorio valenciano. Se están desarrollando más de 91 pilotos, incluyendo 150 procesos de agrocompostaje distintos y territorializados a partir de más de 350 flujos residuales analizados y cuantificados. Se han desarrollado más de 105 acciones formativas con más de 2000 participantes. Se ha desarrollado una calculadora de compostaje (Compost Calculatorby UMH) con más de 1700 descargas en 23 meses, así como cursos formativos en formato píldora de conocimiento con más de 5K visualizaciones sumando más 12K minutos proyectados, teniendo la web más de 17K visitas. Con todo ello, se están sentando las bases para una gestión sostenible a largo plazo de los residuos orgánicos agrarios, evitando quemas y pérdida de recursos, incluyendo la propuesta y desarrollo de centros de agrocompostaje comarcales que permitan el aumento de la escala de actuación.

Palabras clave: compostaje, restos de poda, estiércoles, fertilizante, secuestro de C.

1. Introducción

El proyecto Agrocompostaje nace con el objetivo estratégico claro de realizar investigación y experimentación de diversos tipos de compostaje y descubrir las mejores mezclas y métodos, que permitan elaborar un compost con rapidez y de alta calidad, y su divulgación en el campo valenciano, a fin de que se pueda producir compost de restos vegetales, forestales y urbanos para mejorar la sostenibilidad de los agrosistemas. En este entorno, se ponen de manifiesto las sinergias potenciales entre los paradigmas de la economía circular y la agricultura ecológica a través del Agrocompostaje, puesto que los flujos orgánicos residuales generados en la actividad agrícola y ganadera pueden gestionarse, tratarse y valorizarse en el propio medio agrario, transformando la economía lineal en circular. Este proyecto es una iniciativa de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana y la Universidad Miguel Hernández de Elche para desarrollar un entorno integral a largo plazo de investigación, experimentación y transferencia en Compostaje.

2. Fases del proyecto: Metodología y principales resultados

Este proyecto integra acciones deidentificación de actores, formación, acompañamiento y demostración.



2.1. Identificación de actores

En esta fase inicial, mediante vías estandarizadas de contacto, como listas de distribución y contactos de instituciones y organismos, etc., se estableció contacto con agricultores/cooperativas y ayuntamientos insertos en el territorio agrario para conocer sus necesidades (evitar quemas) y flujos residuales potencialmente compostables. Este proceso se mantiene en paralelo de forma continua con la incorporación de nuevos actores a lo largo de los años con retroalimentación desde las acciones de formación.

2.2. Conocimiento del medio basal del agrocompostaje

Esta acción nos permite conocer de forma creciente la naturaleza, producción, gestión y composición de los flujos de biomasa residual susceptibles de ser compostada, incluyendo los recursos a nivel de ubicación, maquinaria y metodología actual y potencial a ser aplicada por los actores identificados. Se ha constituido una base de datos de biomasa residual primaria susceptible de agrocompostaje, que incluye en la actualidad más de 350 materiales del sector primario valenciano.

En la Tabla 1 se muestran algunos datos de interés (composición por sectores). Esta información sirve de base para la aplicación App Compost Calculatorby UMH. Podemos observar en general que no presentan propiedades limitantes a nivel de pH (6-8), humedad (>80%), densidad aparente (0,2-0,7 t/m³). La relación COT/NT está en el rango adecuado salvo para los residuos vegetales agrícolas. Se pone de manifiesto el elevado contenido en sales en todos los materiales, así como niveles de polifenoles hidrosolubles que pueden limitar el proceso. Los contenidos de NPK son en todos los casos superiores en el material de origen ganadero, poniendo de manifiesto su mayor capacidad fertilizante.

Tabla 1. Características clave de los residuos compostables en la C. Valenciana.

Table 1. Caracteristic	as clave de los residuos		vaici iolaria.
Tipo de material	Vegetal agrícola	Agroalimentario	Ganadero
	(n=151)	(n=90)	(n=114)
Humedad (%)	39,7 (1,0-94,6)	50,9 (7,9-93,8)	39,4 (11,2-71,8)
Densidad aparente (t/m³)	0,249 (0,015-0,88)	0,523 (0,05-1,25)	0,37 (0,12-0,83)
pH	6,6 (4,3-9,3)	6,5 (5,0-8,4)	7,7 (6,1-9,4)
CE	4,01 (1,0-36)	4,34 (1,16-12,3)	5,85 (2,1-16,7)
MOT (%)	81,7 (40,5-97,1)	82,7 (48,6-96,7)	70,3 (28,9-89,9)
COT	42,2 (25,1-66,1)	45,4 (29,1-61,5)	36,5 (18,5-46,9)
Relación COT/NT	37,5 (10,5-115)	33,0 (9,0-110)	24,0 (7,8-122)
N (%)	1,55 (0,5-3,7)	1,90 (0,56-4,78)	2,12 (0,79-4,29)
P (g/kg)	2,88 (0,25-16,9)	3,87 (0,19-21,9)	6,1 (1,1-25,8)
K (g/kg)	18 (3,9-57)	21 (5,1-49)	26,3 (6,4-81)
Na (g/kg)	6,9 (0,21-111)	4,21 (0,4-13,8)	7,8 (0,3-19,3)
Polifenoles hidros. (mg/kg)	8541 (572-66826)	5951 (1116-12455)	(768-16644)

2.3. Actividades formativas

La formación planificada se realiza en diferentes ámbitos:

- a) Formación presencial: En el periodo 2017-2019 se han desarrollado 164 acciones de formación presencial (32+72+60) en más de 64 municipios de la Comunidad Valenciana en colaboración de SPEit, IVIA, Cooperativas Agroalimentarias CV y SEAE, con la participación acumulada de más de 2100 asistentes (400+917+800) y duración variable (6-16 horas) por acción.
- b) Formación on line: se ha desarrollado una plataforma formativa on line PERCOMPOST que integra la formación en abierto básica y aplicada, que un curso on-line con 29 videos disponibles, elaborados por los servicios de apoyo a la docencia e investigación SIATDI de la UMH en su aula plató, que han



tenido más de 5000 visualizaciones con un total de 12000 minutos visualizados hasta marzo de 2020 (www.agrocompostaje.edu.umh.es).

2.4. La calculadora de compostaje "Compost Calculatorby UMH"

La calculadora ®Compost Calculatorby UMH, es una app para dispositivos móviles gratuita y disponible en entorno IOS y Android. Permite desarrollar simulacros de compostaje mediante la selección de hasta 3 ingredientes residuales, con ayudas dinámicas para la resolución de los principales factores limitantes del proceso, elaboración de la pila en función de proporciones másicas o volumétricas y estimación de la composición inicial y final de la pila de compostaje. Ha sido testada por diferentes actores y ha sido instalada en 1700 dispositivos (30 marzo 2020).

2.5. Actividades de demostración y acompañamiento en el territorio: pilotos de agrocompostaje

Se han implementado y desarrollado de forma cooperativa con diferentes agricultores/productores/cooperativas modelos de Agrocompostajecomarcalizado (tanto en convencional, ecológico y biodinámico), a través de pilotos en el territorio. En estos pilotos se incluye la caracterización de sus residuos orgánicos, formación práctica in situ en el compostaje incluyendo el diseño de procesos de compostaje adaptados, seguimiento y optimización del proceso y análisis/validación de los fertilizantes orgánicos generados. Los ensayos de compostaje son puntuales, no permanentes, donde la fracción mayoritaria de flujos residuales a agrocompostar procede de la actividad productora agraria de los actores responsables del ensayo piloto.

Hemos desarrollado más de 150 procesos de agrocompostaje distintos, agrupados en 91 emplazamientos o pilotos (Figura 1), distribuidos en Alicante, Valencia y Castellón.

En cada piloto se proponen una o varias mezclas de residuos a compostar en función de la disponibilidad de residuos y su localización cercana.

Todos los experimentos se desarrollaron en sistemas abiertos, con volteos programados con pala manual o mecánica, estableciendo una frecuencia determinada para cada experimento y utilizando los medios disponibles para cada actor.

Para el montaje de cada experimento se han tenido en cuenta diversos parámetros para obtener mezclas idóneas para el correcto desarrollo de los procesos de compostaje. La humedad, densidad aparente y la relación C/N son los parámetros que se han tenido en cuenta a la hora de proceder al montaje de las pilas. En muchos de estos pilotos se acumulan procesos reiterados durante 2-3 años que están sirviendo de proceso de optimización de cara al establecimiento de zonas de agrocompostaje normalizadas en muchas de las fincas colaboradoras.





Figura 1. Distribución de los pilotos de agrocompostaje en el territorio valenciano.

3. Los agrocomposts valencianos: aspectos territoriales y sectoriales

El enfoque general del establecimiento de los pilotos está orientado hacia la agricultura sostenible y la agroecología. Sin embargo, en algunos procesos de Agrocompostaje se han incluido insumos no permitidos enagricultura ecológica (p. e. lodos de depuradora o EDAR), debido entre otros al escenario productivo del actor, o la necesidad de una fuente cercana rica en N y P para configurar la mezcla, etc., siendo susceptible de ser sustituido por estiércoles ganaderos certificados. Estas actividades en el territorio de la mano de los actores nos han permitido generar un conocimiento cada vez más profundo de las capacidades delagrocompostaje, de los recursos disponibles, de la duración de los procesos incluyendo insumos de proximidad y dinamizando sinergias dentro del territorio.

Aunque es complejo establecer protocolos generales, si hemos podido agrupar diferentes sectores productivos (Sector Vitivínicola, Sector Oleícola, Sector Hortofrutícola y Sector "Urbano": compost procedente del compostaje de fracción orgánica recogida selectivamente) en función de su importancia en la generación de biomasa residual compostable. También hemos establecido una especie de compost tipo por sector (incluyendo la composición promedio y el rango de variación de los compost obtenidos) que sirve de guía para establecer una estimación de la composición de los fertilizantes potencialmente generables en la Comunidad Valenciana (Tabla 2).



Tabla 2. Composición promedio de compost sectorizados obtenidos en Agrocompostaje.

Composts		N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	Sust. Húmicas (%)
Vitivinícolas	Rango	1,31-2,26	0,6-2,2	1,9-2,9	2,6-7,6
(n=8)	Promedio	1,9	1,2	2,5	5,0
Oleícolas	Rango	1,4-3,1	0,4-3,0	1,6-4,2	7,0-11,0
(n=9)	Promedio	2,3	1,4	3,3	9,2
"Urbanos"	Rango	1,8-2,7	0,9-3,7	1,3-2,6	4,5-8,7
(n=7)	Promedio	2,4	2,0	2,0	6,7

4. Hoja de ruta del proyecto y conclusiones

Con el conocimiento adquirido en 2017, 2018, 2019 y 2020 se están construyendo directrices optimizadas de compostaje, que constituyen la base de buenas prácticas agrícolas de gestión sostenible *in situ* de flujos residuales claves del sector primario valenciano y obteniendo *in situ* enmiendas orgánicas-compost de elevada calidad, a nivel de contenido en nutrientes, propiedades biofertilizantes y propiedades de valor añadido.

En este sentido, en la actualidad se encuentra en tramitación la Orden Valenciana de Agrocompostaje Local, que asimila el agrocompostaje a la prevención de residuos en origen e incorpora mucho del conocimiento adquirido por el proyecto Agrocompostaje. Esta Orden permitirá la dinamización del agrocompostaje incluyendo el desarrollo de actividades de agrocompostajecomarcalizadas que permitan escalar el proceso y así valorizar más biomasa residual, normalizar los procesos y asegurar una calidad más estable en el tiempo. También incluirá una guía técnica de agrocompostaje que suministre información de utilidad respecto a las instalaciones de agrocompostaje, estrategia de compostaje, desarrollo del proceso y calidad del compost, aspectos normativos y medioambientales asociados a la actividad, etc.

El sector agrario necesita de un mayor desarrollo e implementación de soluciones no solo de gestión de residuos, sino en aspectos más trans-sectoriales orientados al fomento de Prácticas de Manejo Adecuadas (PMA) a nivel Agrícola/Ganadero/Forestal (AGF) para favorecer al Secuestro de C en el suelo. El incremento del carbono orgánico en el suelo favorece la resiliencia de los sistemas suelo-planta, mejorando las propiedades hidrofísicas, físicas, químicas y biológicas del suelo. En este aumento de la sostenibilidad, la Agroecología, AE y el Agrocompostaje caminan de la mano, debiendo la Administración coordinar estructuras estables físicas, normativas y procedimentales que permitan el objetivo final de aumento del C edáfico.

Adicionalmente, el desarrollo y uso de compost permite la circularización de la economía, el retorno de nutrientes y materia orgánica a los sistemas productores de biomasa y la reconstrucción de la fertilidad orgánica de los suelos, resultando sistemas más viables económica y ambientalmente.



COMPOSTAJE ORIENTADO A LA PRODUCCIÓN ECOLÓGICA Y BIODINÁMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN COX (ALICANTE)

Mª Teresa Fernández-Suárez¹, Ana García-Rández¹, Aurelia Perez-Espinosa¹, María Ángeles Bustamante¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante) Correo electrónico: teresa.fernandez@gmx.es

Resumen: La cultura biodinámica en la agricultura promueve devolver a la tierra lo que se le quita cuando se cultiva o se cría animales. Dentro de sus prácticas se incluye el autocompostaje in situ por parte del agricultor en condiciones específicas (larga duración, inclusión de preparados/inóculos, etc.). En este ensayo se pretenden evaluar las potenciales diferencias entre los procesos de compostaje biodinámico y el convencional respecto a la inclusión o no de estos aditivos (harina de roca, arcilla y preparados biodinámicos 502-503-504-505-506), así como analizar los compost obtenidos. Para ello se configuraron pilas de compostaje cuaternarias formadas por ingredientes de origen ecológico (pulpa y cáscara de limón, 29,7% s.m.f.; lodo del procesado de zumo limón, 44,7% s.m.f.; estiércol vacuno, 22,0% s.m.f; estiércol equino, 3,6% s.m.f). En la mitad de las pilas (2) se adicionaron las enmiendas minerales (3,5% basalto y 3,5% arcilla montomorillonita micronizados) y los preparados biodinámicos (ortiga, diente de león, milenrama, corteza de roble, valeriana, 200g). Se realizó un seguimiento térmico mediante sonda de temperatura y se instaló un sistema cenital de riego por goteo para la humectación de las pilas. Se observó una exotermia más intensa, homogénea y continuada en la pila biodinámica, asegurando una mejor higienización y un rango de temperaturas más adecuado para el proceso. Ambos compost (convencional y biodinámico) cumplen los índices de estabilización de compost maduro propuestos por diversos autores. Se observaron diferencias a nivel fertilizante entre los compost, siendo mayores los niveles en el compost convencional, N (2,3 vs 2,6%), P_2O_5 (1,6 vs 2,4%) y K_2O (1,3 vs 1,7%). Además, el compost convencional presentó un mayor porcentaje de ácidos húmicos (4,8%) que el compost biodinámico (2,7%).

Palabras clave: compost, enmiendas minerales, lodo de limón, preparados biodinámicos, pulpa de limón.

1. Introducción

El auge de la agricultura biodinámica y la demanda por parte de muchos consumidores de alimentos biodinámicos esta llevando a muchos agricultores y empresarios a adoptar este tipo de manejo en sus cultivos y fabricas. Para obtener la certificación del sello Demeter es obligatorio realizar anualmente un abonado de fondo con compost elaborado en la propia finca a partir de estiércoles animales procedentes de cría no intensiva. Un aspecto clave en el manejo biodinámico es el uso de preparados que se aplican a suelos, cultivos o compost. No existen demasiadas investigaciones que analicen los efectos específicos del manejo biodinámico del compostaje, y específicamente el rol que desempeñan los aditivos empleados. Carpenter-Boggs y col. (2000) observaron que el compost biodinámico mantuvo temperaturas más altas durante el proceso respecto al compost control, y que contenía un 65% más de nitrato y una proporción mayor de bacterias que hongos. Rodas-Gaitán y col. (2019) detectaron mayor reproducción de microorganismos (principalmente bacterias) y mayor aumento de temperatura que en pilas control para un ensayo con pilas estáticas y aireación forzada. Adicionalmente, la industria asociada a las actividades ecológicas y biodinámicas se está desarrollando por lo que se están generando flujos residuales específicos de estos ámbitos productivos. Por



ello, nos hemos centrado en este trabajo en procesos de co-compostaje afines a una industria agroalimentaria de zumos ecológicos que además manejan sus producciones en biodinámico. Hemos utilizado los residuos de la extracción del zumo, así como lodos EDARI generados, para producir un escenario de economía circular en la propia empresa. Para comprobar la eficacia del manejo y la introducción de preparados biodinámicos en el proceso de compostaje, se decidió realizar dos procesos de cocompostaje con los residuos procedentes de la agroindustria (lodo de limón y restos de pulpa de limón) junto con estiércol equino y bovino.

2. Material y Métodos

Se elaboraron 4 pilas de compostaje cuaternarias de 18 m³ cada una (3 x 1,5 x 8 m) con 2 flujos residuales procedentes de la industria agroalimentaria como restos de corteza y pulpa de limón de la extracción de zumo (RL) y lodo EDARI (LE) obtenido en la depuración de las aguas de lavado de productos cítrico, que fue equilibrada con insumos externos ricos en nitrógeno (estiércol de vacuno, EV y equino, EE) en proporciones que figuran en la Tabla 1. El lodo EDARI presentó alta humedad, densidad, contenido en MOT y N, pero con la mayor conductividad eléctrica y menor relación C/N. Los RL presentaron alta humedad, pH muy ácido y alto contenido en MOT y polifenoles hidrosolubles, siendo el residuo con mayor relación C/N. En cuanto a EV y EE, presentaron pH básico contribuyendo a la regulación del pH de la mezcla inicial y fueron los residuos con mayor contenido en K. El EE presentó baja humedad compensando la alta humedad del resto de residuos.

Tabla 1. Caracterización de los ingredientes utilizados en los procesos de compostaje.

Propiedades	RL	LE	EV	EE
Proporción de cada ingrediente (% s.m.f.)	29,7	44,7	22,0	3,6
Humedad (%)	89,3	92,4	64,7	24,2
Densidad (kg/L)	0,787	1,19	0,583	0,096
pH	3,6	7,0	8,8	7,8
Cond. Eléctrica, CE (dS/m)	3,97	5,22	4,22	3,85
Materia org. total, MOT (%)	94,3	85,8	68,7	77,8
Carbono org. total, COT (%)	43,3	41,4	36,3	38,1
Nitrógeno total, NT (%)	1,51	8,04	2,61	1,72
Relación Cot/Nt	28,6	5,15	13,9	22,1
P (g/kg)	1,37	7,50	4,06	3,08
K (g/kg)	13,4	12,1	17,0	17,8
Na (g/kg)	2,57	10,1	7,08	3,06
Polifenoles hidrosolubles (mg/kg)	19770	1506	2848	4000

LE: Lodo EDARI, RL: Restos de limón, EV: Estiércol vacuno, EE: Estiércol equino

Dos de las pilas, denominadas biodinámicas (BD), fueron aditivadas con basalto (3,5% s.m.f) y arcilla montmorillonita (3,5% s.m.f.) en el proceso de montaje de pila y al día siguiente se introdujeron 200 g de cada uno de los cinco preparados biodinámicos: ortiga (504), diente de león (506), corteza de roble (505), milenrama (502) y manzanilla (503). Además, se realizó una pulverización con extracto de valeriana (507) siguiendo las prácticas biodinámicas de Rodas-Gaitán y col. (2019). El basalto y la arcilla montmorillonita presentaron una CE de 0,37 y 0,32 mS/cm, respectivamente y un pH básico de 8,44 y 8,86 respectivamente, que contribuyó a neutralizar el pH más ácido de los restos de limón. De forma paralela se configuraron dos pilas control sin aditivar, denominadas convencionales (C). Cada pila se muestreó y analizó considerando dos subpilas diferenciadas. En ambas pilas se controló la temperatura y la humedad (50-60%). Se muestreó la mezcla inicial, la mezcla al final del proceso bioxidativo (t=175d) y el compost maduro (t=205d). Se analizaron diversos parámetros físico-químicos, químicos y biológicos asociados al desarrollo del proceso de compostaje (Bustamante



y col., 2012). El perfil térmico de las pilas (Figura 1) se realizó con las T^a máximas de las pilas y la T^a ambiental. Se obtuvo el índice EXI2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la T^a promedio de la pila y la T^a ambiente durante la fase bio-oxidativa) que permite correlacionar a nivel exotérmico diferentes procesos (Vico y col., 2018).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación del proceso

En ambas pilas se puede observar un aumento rápido de la Tª durante la primera semana, siendo más rápido el aumento en la pila BD. Ambas pilas alcanzaron Tª máximas superiores a 70°C, durante la primera semana en la pila control y a los 49 días tras el primer volteo en la pila BD. A los 126 días de proceso se realizó un segundo volteo que produjo un incremento de Tª mayor y más prolongado en el tiempo en la pila C que en la pila BD. A partir del día 145 la Tª de ambas pilas comienza a descender, dándose por concluida la fase bio-oxidativa a los 175 días.

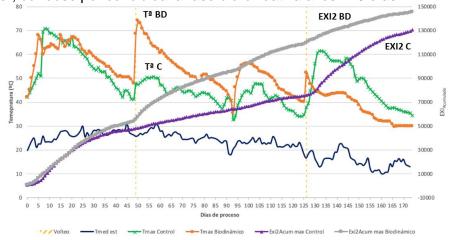


Figura 1. Evolución de los parámetros térmicos de las pilas biodinámica (BD) y convencional/control (C).

(EXI2 Acummax.: Índice exotérmico acumulado; T medest: Temp ambiente media; Tmed: Temp media proceso; Tmax: Temp máxima del proceso). Línea naranja con círculos: Convencional; línea verde con cruces: Biodinámica

Ambos procesos se han mantenido en torno a 142-149 días con Tª superiores a 40°C (Tabla 2). Se observó una mayor exotermia en la pila BD frente a la C en el rango de temperaturas superior a 55 y 65°C, siendo confirmado con un índice EXI2/días f. bio-oxidativa superior para la pila BD que para la pila C. Estos perfiles confirman procesos de higienización eficientes, así como que los aditivos asociados a BD parecen favorecer una mayor exotermia de los procesos, potencialmente asociado a la capacidad de la montmorillonita de amortiguar las variaciones de humedad-aerobicidad, o a una mayor activación biótica como reporta Rodas-Gaitán y col. (2019).

Tabla 2. Comparativa índices térmicos de ambas pilas.

rabia Z. Comparam	Tabla 2. Comparativa indices termicos de ambas pilas.										
Parámetro	С	BD	F-anova								
Días fase bio-oxidativa	175	175									
Nº Días F.Bio-oxid/ >40°C	142a	149a	ns								
Nº Días F.Bio-oxid/ >55°C	40a	58b	28***								
Nº Días F.Bio-oxid/ >65°C	11a	16b	11,1***								
Temperatura máxima pila	70,7a	74,0b	8,4**								
Índice EXI2 (°C²)	130371a	145519b	56***								
Ratio EXI2/días f. bio-oxid.	745a	831b	56***								



En al Tabla 3 se muestra la evolución de los principales parámetros. La pila C presenta un pH mayor que aumenta con el tiempo de compostaje, siendo lo contrario cierto para la BD.

Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos en el compostaje

	Muestreo (d)	ъЦ	CE	MOT	Pérdida	COT/	COT	NT	Р	K	Na
	Muestreo (u)	рН	(dS/m)	(%)	MO (%)	TN	(%)	(%)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)
	0	8,5	5,0	66,7	0	13,3	37,6	2,83	5,2	22,2	7,4
С	175	8,7	3,1	51,2	47,4	12,3	29,8	2,43	6,4	17,6	6,0
	205	8,6	3,4	49,7	50,7	11,3	29,7	2,62	7,4	19,7	6,3
	0	8,3	2,7	50,1	0	13,3	29,7	2,23	3,8	12,1	7,4
BD	175	8,4	1,6	39,0	36,2	10,9	23,8	2,18	3,9	10,6	6,9
	205	8,1	2,4	27,4	62,4	10,1	23,3	2,30	5,7	13,1	7,5
	Análisis	GLM									
tipo	Convencional	8,6b	3,8b	56,1b	32,8a	12,3b	32,5b	2,6b	6,3b	20,0b	6,6a
	Biodinámico	8,3a	2,3a	39,1a	33,0a	11,4a	25,7a	2,2a	4,5a	12,0a	7,3b
	Sign	72***	3154***	3058***	ns	405***	876***	131***	348***	68***	17,6***
Tiempo	Start-up	8,4a	3,9c	58,7c	0a	13,4c	33,8b	2,54c	4,5a	17,3c	7,4c
•	Final F.biox.	8,6b	2,4a	45,4b	42,1b	11,7b	26,9a	2,31a	5,2b	14,2a	6,5a
	Madurez	8,4a	2,9b	38,8a	56,8c	10,8a	26,6a	2,47b	6,6c	16,5b	7,0b
	Sign	10,2**	972***	1434***	2279***	33***	13**	81***	24***	25***	9,6**

La CE disminuye durante la fase bioxidativa para luego aumentar en la etapa de madurez, probablemente debido a procesos secuenciales de lixiviación y mineralización en condiciones de compostaje abierto, siendo menor la salinidad de BD debido a la menor presencia inicial de sales en la mezcla. No existen diferencias significativas respecto a la pérdida de materia orgánica, pero considerando que la BD presenta menos MOT inicial, podemos concluir que la mineralización ha sido más efectiva/intensa en BD (confirmado por su mayor exotermia). La relación C/N inicial fue baja en ambos casos, favoreciendo pérdidas de N en el proceso. El manejo BD genera un menor contenido de nutrientes NP y especialmente K al sustituir en torno al 30% del peso seco de la mezcla por basalto y arcilla y un aumento del Na.

3.2. Evaluación del producto

Los compost BD presentaron una densidad aparente menor que el C a pesar del uso de los aditivos con densidad superior a 1,2 g/cm3 (Tabla 4). Respecto al valor fertilizante, los compost obtuvieron valores de NT, P_2O_5 y K_2O similares a los obtenidos por Pelegrin y col. (2018) en sus ensayos con lodo EDARI. El compost BD presenta menores unidades fertilizantes NPK frente al C debido a la composición de sus aditivos. Ambos compost no son fitotóxicos para el crecimiento de Lepidiumsativum, siendo significativamente superior el BD, pudiendo indicar capacidades bioestimulantes. El compost C presentó mayor porcentaje de sustancias húmicas y fúlvicas que el compost BD.

Tabla 4. Parámetros de calidad en los compost finales.

Parámetro	Convencional (C)	Biodinámico (BD)	F-anova
Densidad aparente (g/cm ³)	0,627b	0,584a	6,9*
NT (%)	2,62b	2,30a	311***
P ₂ O ₅ (%)	2,38b	1,58a	142 ***
K ₂ O (%)	1,69b	1,30a	539***
Polifenoles hidrosolubles (mg/Kg)	1070b	396a	787***
Índice de germinación, IG (%)	111a	141b	1,9ns
Carbono de ácidos fúlvicos (%)	1,75b	1,15a	6055***
Carbono de ácidos húmicos (%)	4,78	2,73	188**



4. Conclusiones

En la comparativa realizada, el manejo biodinámico (aditivos de basalto y arcilla montmorillonita y preparados) parece favorecer un compostaje más exotérmico e intenso en la pérdida de materia orgánica. A nivel de proceso, el manejo biodinámico genera un menor pH y salinidad en el compost respecto al convencional. El uso de los aditivos en BD supone un efecto de dilución en el contenido de nutrientes NPK ya que son bastante inertes (bajos niveles de elementos nutrientes a nivel vegetal), induciendo además mayor contenido en Na y menor presencia de sustancias húmicas. Es destacable los elevados valores del índice de germinación, que parecen indicar en ambos compost no solo ausencia de fitotoxicidad sino potenciales efectos fitoestimulantes, destacables en BD.

5. Bibliografía

- Bustamante M.A. y col (2012). Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. Biomass Bioenergy, 43: 26-35.
- Carpenter-Boggs, L. y col. (2000). Effects of Biodynamic Preparations on Compost Development, Biological Agriculture & Horticulture: An International Journal for Sustainable Production Systems, 17:4, 313-328.
- Pelegrín y col. (2018). Composting of the invasive species Arundo donax with sewage and agrifood sludge: Agronomic, economic and environmental aspects. Waste Management. 78: 730-740.
- Rodas-Gaitán y col. (2019). Biodynamic preparations on static pile composting from prickly pear cactus and moringa crop wastes. Open agriculture. 4: 247-257.
- Vico A. y col. (2018). Valorization of date palm (Phoenix dactylifera L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. J EnvironManage. 226: 408-415.

6. Agradecimientos

El presente trabajo se desarrolló dentro del Proyecto Agrocompostaje entre la Consellería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana y la Univ. Miguel Hernández de Elche. Queremos agradecer a QuiranteFruits S.L. y a Biodinámica Terra Viva por su apoyo en este experimento, y especialmente al técnico Amador Soriano Bataller.



OPTIMIZACIÓN Y CONTROL DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS MUNICIPALES POR EL MÉTODO DE TAKAKURA. UN CASO DE ESTUDIO EN MACAS (ECUADOR)

<u>Irene Gavilanes-Terán¹</u>, Víctor Hugo Valverde¹, Julio Idrovo-Novillo¹, Juan Miguel Rivadeneira Suárez², MªAngeles Bustamante³, Concepción Paredes³

¹Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador Correo electrónico: i.gavilanes@espoch.edu.ec ²Unidad Educativa Fiscomisional María Auxiliadora de Macas, Ecuador ³Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312-Orihuela (Alicante)

Resumen: El método Takakura se fundamenta en el compostaje de residuos orgánicos a los que se les añade un inóculo de microorganismos elaborado mezclando un preparado dulce (agua+levadura+productos lácteos fermentados+azúcar) y otro salado (agua+pieles de frutas+hojas de hortalizas+sal) sobre un lecho de harina, hojarasca y serrín. El objetivo de esta investigación fue optimizar la proporción de azúcar y de sal en los preparados con el inóculo para compostar residuos orgánicos procedentes de mercados municipales depositados en el vertedero de Macas. Para ello, se elaboraron diferentes inóculos combinando 3 concentraciones diferentes de azúcar en el preparado dulce (D1, D2, D3) y 3 concentraciones diferentes de sal en el preparado salado (S1, S2, S3) y se aplicaron a 9 pilas con residuos orgánicos de mercados. Se analizaron parámetros físico-químicos y biológicos en todos los inóculos y en las muestras provenientes del proceso de compostaje y también se evaluó la calidad agrícola del compost final. En general, se observó que los inóculos tuvieron un pH ligeramente ácido, notables concentraciones de N, K y Fe y altos niveles de microrganismos aerobios mesófilos, hongos y levaduras. La evolución de la temperatura y la desaparición de la fitotoxicidad fue en general similar en todas las pilas, mientras que la degradación de la materia orgánica fue mayor en la pila 3 con S1D3 y en la pila 8 con S3D2. También, los diferentes inóculos no afectaron significativamente a la calidad de los compost obtenidos, solamente encontrándose diferencias en los contenidos de materia orgánica y de macro y micronutrientes. los cuales fueron mayores en las pilas con los inóculos S1D3, S2D3, S3D1 y S3D2.

Palabras clave: residuos de mercados municipales, sustrato microbiológico dulce, sustrato microbiológico salado, microorganismos eficientes, compost

1. Introducción

La ciudad de Macas, ubicada en la provincia de Morona Santiago - Ecuador genera aproximadamente 20 t/día de residuos sólidos, dentro de estos residuos se encuentran los generados en mercados (residuos de hortalizas, frutas, cereales, verduras, granos y carnes). Actualmente esta fracción de residuos se trata en el vertedero de la ciudad mediante el método de compostaje Takakura, que integra un inóculo de microorganismos eficientes, obtenido de la mezcla de preparados con alimentos fermentados y azúcar y restos vegetales y sal fermentados y añadidos sobre un lecho de harina, hojarasca y serrín, con la finalidad de acelerar el proceso de compostaje (Saad y col., 2013; Abushammala y col., 2015). Esta técnica se realiza de manera empírica, ya que no existen estudios científicos previos a gran escala dentro del país, que indiquen que el proceso se está llevando de forma adecuada, encontrándose solo el estudio realizado por Ocampo y col. (2015) cuyos resultados mostraron que el empleo del método Takakura para el compostaje de los residuos sólidos orgánicos de mercados municipales contribuiría a que los municipios, instituciones y unidades educativas puedan disminuir los residuos sólidos biodegradables de manera rápida y segura. En este contexto, resulta imprescindible optimizar la gestión de los residuos



mencionados, controlando adecuadamente el proceso para garantizar la calidad final de los productos obtenidos.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue optimizar la proporción de azúcar y de sal en los preparados con el inóculo de microorganismos para compostar residuos orgánicos procedentes de mercados municipales de la ciudad y controlar el proceso de compostaje, así como evaluar la calidad agrícola del compost obtenido.

2. Material y Métodos

Se elaboraron seis preparados variando las concentraciones de azúcar y sal, según las directrices de Maeda (2009). Tres preparados dulces constituidos por agua (108 L), levadura (108 g), yogurt (11 L), cuajo de queso (14,4 g) y azúcar (4200 g en D1, 7010 g en D2 y 9810 g en D3) y tres preparados salados compuestos de agua (108 L), cascaras de uva (565 g), naranja (998 g), manzana (447 g) y pepinillo (1270 g), hojas de col (15182 g) y nabo (9343 g) y sal (349 g para S1, 582 g para S2 y 815 g para S3). Estos preparados se fermentaron durante una semana en recipientes cerrados, luego ambos se mezclaron sobre un lecho de harina, hojarasca y serrín para elaborar los inóculos con microorganismos eficientes. Los inóculos se prepararon mezclando serrín (172 kg), hojarasca (34 kg) y harina (17 kg) con una combinación de 46 kg de cada uno de los preparados saladoscon 38 kg de cada uno de los preparados dulces, consiguiéndose así nueve tratamientos con inóculos (S1D1, S1D2, S1D3, S2D1, S2D2, S2D3, S3D1, S3D2 y S3D3). Todos los inóculos se dejaron reposar durante una semana y pasado este tiempo se elaboraron nueve pilas de compostaje que contenían 1000 kg de residuos orgánicos procedentes de mercados municipales, 100 kg de inóculo y 100 kg de serrín (P1S1D1, P2S1D2, P3S1D3, P4S2D1, P5S2D2, P6S2D3, P7S3D1, P8S3D2, P9S3D3). Todas las pilas se voltearon 5 veces. La fase biooxidativa finalizó cuando la temperatura de las pilas fue estable y cercana a la ambiental (110 días), luego se dejaron madurar por un periodo cercano a dos meses. La temperatura y la humedad se controlaron diariamente, ajustándose la humedad a valores entre 40-60% durante el proceso mediante el riego de las pilas con el agua necesaria. A lo largo del proceso se realizaron siete muestreos de cada pila. 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 inóculos con microorganismos eficientesy en las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje, el pH, el porcentaje de materia orgánica (MO), el índice de germinación (IG) y el contenido de macro y micronutrientes se determinaron según los métodos analíticos descritos por Idrovo-Novillo y col. (2018). Los análisis microbiológicos de los inóculos se realizaron según los métodos descritos por AOAC (2019). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

3. Resultados y Discusión

En general los inóculos tuvieron un pH ligeramente ácido, notables concentraciones de N, K y Fe y altos niveles de microrganismos aerobios mesófilos, hongos y levaduras comparados con los inóculos obtenidos por Ocampo y col. (2015) en el compostaje de residuos municipales. (Tabla 1).

Respecto a la evolución del proceso de compostaje de las mezclas preparadas, se observó un incremento gradual de las temperaturas en los primeros días del proceso, alcanzándose las temperaturas más altas (55°C-65°C) a partir de los 15 días de compostaje en la mayor parte de las pilas (Figura 1). Este incremento gradual de la temperatura hasta valores por encima de 55°C fue también observado por Saad y col. (2013) y Abushammala y col. (2015) durante el compostaje de residuos de alimentos y



de podas de jardines mediante el método Takakura. Después de cada volteo se observó un incremento en la temperatura, indicativo de la reactivación del metabolismo microbiano como resultado de la oxigenación y de la disponibilidad de nuevo material biodegradable. Las temperaturas en las pilas fueron superiores a 55°C durante más de dos semanas garantizando la reducción de patógenos de acuerdo con la normativa estadounidense para residuos sometidos a compostaje (US Composting Council., 2001), excepto en el caso de la pila P3S1D3. Después del último volteo, la temperatura de las pilas no superó los 40°C y comenzó a descender hasta ser próxima a la temperatura ambiente, a partir de entonces las pilas se dejaron madurar por un periodo cercano a dos meses.

 Tabla 1. Caracterización físico-química y microbiológica de los inóculos con microorganismos

				CHOICHTES				
·	AM	BT	H-L	рН	N	Р	K	Fe
	(ufc/g)	(ufc/g)	(ufc/g)		(%)	(%)	(%)	(mg/kg)
S1D1	75x10 ⁸	18x10 ¹⁰	14x10 ⁶	6,72	0,59	0,09	0,65	15
S1D2	36x10 ¹⁸	37x10 ¹⁰	21x10 [′]	6,42	0,48	0,08	0,63	22
S1D3	27x10 ⁸	10x10 ¹¹	45x10 ⁸	6,67	0,51	0,12	0,54	61
S2D1	14x10 ⁹	17x10 ¹⁰	42x10 [′]	6,69	0,42	0,16	0,59	3
S2D2	31x10 ⁸	6x10 ¹⁰	16x10 ⁸	6,63	0,62	0,16	0,55	18
S2D3	54x10 ⁸	11x10 ¹¹	25x10 ⁸	6,31	0,59	0,10	0,62	12
S3D1	26x10 ⁹	64x10 ¹⁰	13x10 [′]	6,05	0,48	0,32	0,55	10
S3D2	18x10 ⁹	24x10 ¹¹	10x10 [′]	6,12	0,56	0,32	0,54	36
S3D3	46x10 ⁸	38x10 ¹⁰	43x10 ⁸	5,84	0,62	0,20	0,69	11

AM: aerobios mesófilos; BT: bacterias totales; H-L: hongos y levaduras

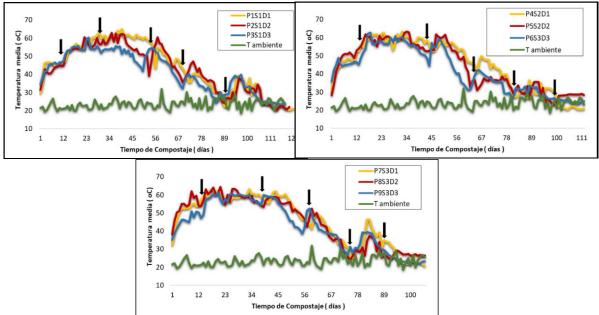


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje de las pilas estudiadas. Las flechas en las figuras indican los días en los que se realizaron los volteos.

Los contenidos de MO disminuyeron durante el desarrollo del proceso, indicando su degradación microbiana, que fue mayor en las pilas P3S1D3 y P8S3D2 (degradación MO = 29,4 % y 20,5 % con respecto al % inicial de MO, respectivamente) (Tabla 2). Todos los compost presentaron porcentajes de MO dentro del rango recomendado por las directrices estadounidenses, OM = 50-60%, para el uso agrícola de compost de origen municipal (US Composting Council, 2001), siendo el compost de la P6S2D3 el que tuvo el mayor porcentaje de MO. La descomposición de la MO provocó un



aumento de los valores de pH a lo largo del proceso en todas las pilas, como consecuencia de la degradación de compuestos de naturaleza ácida y del nitrógeno orgánico, con la formación de NH₃ (Idrovo-Novillo y col., 2018). Saad y col. (2013) y Abushammala y col. (2015) también observaron un aumento del pH durante el proceso de compostaje de residuos de alimentos y de podas de jardines mediante el método Takakura. También, todas las pilas tuvieron un aumento del IG durante el compostaje, alcanzándose porcentajes por encima del valor mínimo establecido (GI> 50%) por Zucconi y col. (1981) para indicar la ausencia de fitotoxicidad en los compost.

El compost con el inóculo S1D3 tuvo las mayores concentraciones de N y Fe (Tabla 2), mientras que las mayores concentraciones de Cu y Mn estuvieron en el compost con S3D1 y los mayores valores de P y K en el compost con S3D2.

Tabla 2. Evolución del pH, de materia orgánica (MO) e índice de germinación (IG) durante el proceso de compostaje (I: inicial; M. maduro) y concentración de macro y micronutrientes en los compost obtenidos (datos referidos a materia seca).

		P1S1D1	P2S1D2	P3S1D3	P4S2D1	P5S2D2	P6S2D3	P7S3D1	P8S3D2	P9S3D3
рН		8,45	7,92	7,71	7,75	8,18	7,46	8,39	8,03	7,88
рп	М	9,03	8,53	8,20	8,06	8,75	8,20	8,65	8,56	8,04
MO		80,4	81,4	87,7	86,3	80,2	89,1	83,5	89,4	83,0
(%)	M	68,8	74,4	61,9	75,8	75,3	77,0	74,9	71,1	74,8
IG		0,1	0	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0	0,1
(%)	М	69,7	70,8	69,3	69,3	69,1	69,7	70,1	69,1	69,1
N (g/kg)	M	15,3	14,6	15,6	14,5	13,0	13,6	12,5	14,9	14,9
P (g/kg)	М	1,3	1,0	1,5	0,9	0,7	1,6	1,5	2,1	0,8
K (g/kg)	М	8,1	8,0	8,0	7,7	7,7	7,5	7,7	9,0	6,1
Fe (mg/kg)	М	3810	3750	3820	2600	2510	2060	2100	2080	3120
Cu (mg/kg)	М	20	20	20	11	10	28	38	28	33
Mn (mg/kg)	M	39	39	39	38	38	44	45	29	28

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos mostraron que el método Takakura puede considerarse como un método eficiente para la gestión de residuos, revalorizándolos como un producto apto para su empleo agrícola, teniendo en cuenta el contenido de materia orgánica y nutrientes y la ausencia de fitotoxicidad de los compost obtenidos, por otro lado, no hubo diferencias significativas en la calidad del compost final, pese a las variaciones en la concentración de sal y azúcar en los inóculos, observándose solo diferencias en los niveles de materia orgánica y de macro y micronutrientes, los cuales fueron mayores en las pilas con los inóculos S1D3, S2D3, S3D1 y S3D2.

5. Bibliografía

AOAC, 2019. Official methods of analysis, 21st edition. Ed. Association of Official Agricultural Chemists International, Washington.

Abushammala M.F.M., Basri N.E.A., Zain S.M., Mat Saad N.F.M., Zainudin N.A., 2015. Green biological transformation of food and yard waste. *JurnalTeknologi* (Sciences & Engineering). 73, 21-26.

Idrovo-Novillo J., Gavilanes-Terán I., Angeles Bustamante M.A., Paredes C., 2018. Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Saf. Environ. Protect.* 116, 388-395.



- Maeda T., 2009. Waste Reduction Programme through the Promotion of Organic Waste Composting by KitaQ System. Institutefor Global EnvironmentalStrategies, Kamiyamaguchi. https://www.iges.or.jp/en/publication_documents/pub/fact/en/1575/Composting_Kit_English.pdf (fecha de consulta: 21/04/2020).
- . Implementación del método de compostaje Takakura para el reciclaje de desechos en la ciudad de Loja, Ecuador. *Centro de Biotecnología*. 4, 36-41.
- Saad N.F.M., Ma'min N.N., Zain S.M., Basri N.E.A., Zaini N.S.M., 2013. Composting of mixed yard and food wastes with effective microbes. *JurnalTeknologi* (Sciences & Engineering). 65, 89-95.
- US Composting Council, 2001. Field Guide to Compost Use, https://www.compostingcouncil.org/ (fecha de consulta: 21/04/2020).
- Zucconi F., Pera A., Forte M., de Bertoldi M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22, 54-57.



OPTIMIZACIÓN DEL COMPOSTAJE DE ALPERUJOS A ESCALA REGIONAL: PROPUESTA DE PROCESOS TIPO, DESARROLLO Y CALIDAD DE LOS COMPOST OBTENIDOS. IMPLICACIONES AGRONÓMICAS, ECONÓMICAS Y AMBIENTALES

Ana García-Rández, ¹, María DoloresPérez-Murcia, María Teresa Fernández-Suárez¹, Francisco Borja Sánchez-García, Enrique Agulló¹, María Ángeles Bustamante¹, Javier Andreu-Rodríguez^{2*}, J. Xavier Barber³, Raúl Moral¹

¹Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

Resumen: En la Comunidad Valenciana, muchas explotaciones oleícolas tienen un modelo de manejo poco eficiente insertado en zonas de difícil acceso donde la recolección de los residuos y su envío a las orujeras es cada vez más costoso. Para disponer de otras opciones de gestión, se plantea en este estudio el co-compostaje de residuos derivados del alperujo junto a flujos residuales de proximidad. Este trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto Agrocompostaje, con el desarrollo de 17 procesos de co-compostajes (mayoritariamente ternarios) donde el alperujo siempre es el componente mayoritario (40-93% sobre materia fresca (s.m.f.)), procedentes de Alicante (8), Valencia (4) y Castellón (5). Estos procesos se han desarrollado a escala comercial in situ en parcelas adyacentes a las zonas de producción de los alperujos. Las diferentes estrategias de co-compostaje se basan en el uso de un agente estructurante (hoja de olivo (10 procesos de compostaje), paja (3 procesos), poda de jardinería (2 procesos)) y una fuente de N y P (estiércoles de oveja (3), conejo (2), vaca (2), gallinaza (9)) junto al alperujo. Se ha realizado una optimización matemática de los procesos en función de los perfiles exotérmicos alcanzados y los aspectos limitantes asociados al alperujo con la propuesta de mezclas tipo. El compost promedio enestos procesos contiene 2,2-1,5-2,3 unidades fertilizantes NPK así como 7,5% de C en forma de ácidos húmicos y fúlvicos (73 y 27% respectivamente).

Palabras clave: fertilizante, hojuela, secuestro de C

1. Introducción

El sector oleícola genera un elevado volumen de residuos, entre los que destaca el alperujo cuya gestión actual en industrias orujeras donde se produce un aprovechamiento posterior generando aceite de menor calidad y otros residuos similares al alperujo está siendo puesta en entredicho a nivel de costes tanto económicos como medioambientales. Además, la implantación de nuevas explotaciones de olivos intensivos (en emparrados) aumentará el volumen de alperujos, generando una mayor presión a las orujeras que podrán elegir los alperujos priorizando proximidad y facilidad en la recolección y gestión de esos residuos. Todo ello está generando una pérdida de sostenibilidad de esta actividad en la Comunidad Valenciana. Para disponer de otras opciones de gestión, en este estudio se planteael co-compostaje de residuos derivados del alperujo junto a los flujos residuales de proximidad.

2. Material y métodos

Se han llevado a cabo 17 procesos de co-compostaje en Alicante (8 procesos), Castellón (5) y Valencia (8) en el marco del proyecto Agrocompostaje. Las mezclas

²Dpto. Ingeniería, Univ. Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante), España.

³Dpto de Estadística, Matemáticas e Informática, Universidad Miguel Hernández (UMH). Avda. Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante), España. *jandreu@umh.es



realizadas fueron mayoritariamente ternarias siendo el alperujo el componente mayoritario (40-93% sobre materia fresca, (s.m.f.)). El compostaje se ha desarrollado a escala comercial *in situ*, en parcelas adyacentes a las zonas de producción de los alperujos utilizando diferentes agentes estructurantes junto al alperujo (hoja de olivo (10 procesos), paja (3), poda de jardinería urbana (2), serrín (1)) y una fuente de N y P (estiércoles de oveja (3 procesos), conejo (2), vaca (2), gallinaza (9)). Durante la etapa bio-oxidativa del proceso se tomó la Tª en días alternos en cuatro puntos del interior de las pilas mediante sonda de temperatura, obteniéndose la Tª promedio durante la fase bio-oxidativa. Así mismo 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). Se ha realizado una optimización matemática de los procesos en función de los perfiles exotérmicos alcanzados y los aspectos limitantes asociados al alperujo con la propuesta de mezclas tipo (Tabla 1):

Tabla 1. Ensayos de Agrocompostaje en base a alperujos: ingredientes (%, s.m.f), duración fase bio-oxidativa (días), temperatura promedio F. bio-oxidativa (°C) y índice EXI2 normalizado

respecto a días F. bio-ox. Alperujo Estiércol Estructurante Días F. Ta promedio EXI2 vs días Muestras Tipo Tipo % % % estructurante estiércol bio-ox. bio-ox. bio-ox. 52 39,8 36,2 24,0 184 44.4 829 Ovino Poda urbana 146 46,2 46,2 7,7 ND ND ND Cunícola Serrín 57 49,1 41,7 9,2 Ovino Hoja olivo 126 35,3 537 68 19,5 1579 64,1 16,4 Gallinaza Hoja olivo 198 60,7 98 64,2 28,3 7,5 Gallinaza Poda urbana 67 60,0 2401 9 64,8 28,1 7,2 Gallinaza Hoja olivo 154 61,6 1671 87 64,8 7,2 ND ND 28,1 Gallinaza Hoja olivo ND 97 69,0 31,0 Gallinaza 67 52,8 1826 91 70,7 10,1 19,2 Gallinaza Hoja olivo ND ND ND 1492 69 72,2 10,7 Gallinaza Hoja olivo 198 57,9 17,1 67 73,8 13,3 12,9 Cunícula Hoja olivo 202 57,1 1736 109 74,3 12,0 13,7 Gallinaza Hoja olivo 253 60,3 1902 90 75,2 14,8 ND ND ND 10,0 Gallinaza Hoja olivo 70 86,0 48,2 1368 13,0 1,0 Bovino Paja 299 48 90,0 10,0 Hoja olivo 191 40,6 1093 117 90,7 8.8 0,5 Ovino Paja 176 50,9 1188 P<u>aja</u> 92,6 6,7 Bovino 286 29,0 1355

3. Resultados y discusión

3.1. Proceso

Los 17 procesos de agrocompostajeconsiderados, se diferencian en cuanto al porcentaje de alperujo, número de ingredientes, tipo y proporciones estiércol y agente estructurante. Estas decisiones se toman de forma conjunta con los actores en función de la disponibilidad y coste de los insumos, usando criterios de proximidad. De forma general, el alperujo utilizado tiene una naturaleza compleja, con una relación C/N de 44, pH 5,7 y un contenido en polifenoles hidrosolubles superior a los 8000 mg/kg. La mayoría de actores disponen de hojuela (restos de hojas que quedan en la almazara después de la limpia de la oliva) como agente estructurante sin coste asociado (C/N 34). A nivel de estiércoles, la naturaleza de las gallinazas especialmente su granulometría y su menor humedad y proximidad en muchas de las zonas oleícolas valencianas (ej. Maestrat en Castellón), las hace uno de los mejores y más usados candidatos. Esta orientación está en consonancia con lo descrito por otros autores (Alburquerque y col., 2006).

Los procesos tuvieron una duración de fase bio-oxidativa promedio de 185 días, indicando la exotermia del proceso, necesitando un promedio de 5 volteos. La higienización en estos procesos ha sido elevada si consideramos los días promedio de



mantenimiento de temperaturas superiores a 70-60-55°C (10-32-105 días, respectivamente). Parece una correlación directa lineal entre el porcentaje de días en fase bio-oxidativa y el porcentaje de alperujo (figura 1). La intensidad del proceso medida por el índice EXI2 referido a los días de fase bio-oxidativa (Vico y col.,2018) fue superior a la mayoría de los procesos estudiados, con un valor promedio de 1460, frente a compostajes de tipo urbano, hortícolas y agroalimentarios que no suelen superar el rango de 600-900. La temperatura promedio se sitúa en 50,7°C.

Es importante reseñar la naturaleza del alperujo, con contenidos muy significativos de nutrientes, pero también de grasas, taninos y compuestos fenólicos que dificultan el proceso de compostaje. Los almazareros quieren maximizar la presencia de alperujos en las pilas y por ello, en este trabajo se ha modelizado el proceso. En la Figura 1, se observa como el óptimo a nivel térmico parece alcanzarse en el rango 63-72% de alperujo s.m.f. Si consideramos la eficiencia exotérmica (EXI2/días bio-ox.), nos situamos en un rango similar (68-75% alperujo) y, en cuanto a la presencia de elementos clave fertilizantes, se puedeobservar una clara dependencia del alperujo, pero también de los co-ingredientes utilizados. En este contexto, a nivel de proceso podemos proponer una mezcla tipo configurada por alperujo (65-70% s.m.f./25-45% vol.), gallinaza (20-25% s.m.f./ 10-30% vol.) y hojuela de olivo (5-15% s.m.f./30-50% vol.).

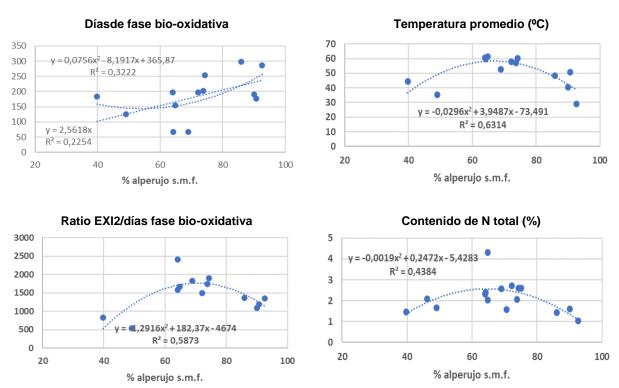


Figura 1. Modelización de diferentes parámetros en función del % de alperujo en los procesos.

3.2. Producto

En la Tabla 2, se muestra la composición final de los compost obtenidos. Son en promedio composts de densidad aparente media-alta (0,49 kg/L), humedad residual en torno al 36% y con hidrofobicidad elevada (32,9 min). En todos los escenarios obtenemos fertilizantes alcalinos (8,5 en promedio), de baja o muy baja salinidad (2,6 dS/m), esperable en función de tratarse de sistemas abiertos, muy volteados y sometidos a procesos largos de compostaje. Aunque la materia orgánica total final es elevada (61% s.m.s), la pérdida de esta materia es intensa (43% en promedio). La



relación COT/NT es de 18,0, con un descenso muy importante desde los valores iniciales (datos no mostrados).

El contenido en unidades fertilizantes NPK (2,2-1,5-2,3 s.m.s.) es superior al de los compost típicamente vegetales o agrolimentarios que no incluyen lodos (Vico y col., 2018). El compost de alperujo promedio obtenido contiene un 7,5% de su peso seco como C orgánico de alta calidad, compuestos asimilables a ácidos húmicos y fúlvicos (riqueza relativa de 73 y 27%, respectivamente). El contenido en polifenoles hidrosolubles oscila ampliamente dependiendo del proceso y la presencia del alperujo, pero en el compost maduro final el promedio supera levemente los 2000 mg/kg s.m.s. Considerando la humedad promedio del material, este valor se reduce a 1300 mg/kg, que verifica ampliamente los requisitos para el compost de alperujo, 0,8%. (compost 6.09 del RD 999/2017 sobre productos fertilizantes).

No son materiales bioestimulantes (Índice de Germinación (IG)>100) pero tampoco fitotóxicos con un valor promedio de 75% para el índice de germinación. La naturaleza compleja y recalcitrante de este compost se puede observar en una baja capacidad de intercambio catiónico con respecto a otros compost más ricos en sedes de intercambio. Son ricos en CaO (12,1% en promedio) y no tanto en MgO (1,3%) (datos no mostrados). El valor equivalente de los nutrientes contenidos en este compost tipo (incluyendo 34% humedad) según Vico y col. (2018) supera los 29 euros/ton.

Tabla 2. Caracterización de los compost derivados de alperujos obtenidos.

	Tabla 2. Caracterización de los compost derivados de alperujos obtenidos.											
GVA	рН	EC (ds/m)	MOT (%)	pérdida MO	NT (%)	COT (%)	COT/NT					
52	8,9	1,5	42,6	33,0	1,5	29,0	19,9					
146	8,9	6,0	72,6	48,5	2,1	37,1	17,8					
57	8,7	2,5	66,1	34,3	1,7	32,5	19,7					
68	8,6	1,1	76,8	45,7	2,3	40,0	17,3					
98	8,1	3,6	65,3	33,8	2,4	35,8	14,8					
9	8,6	4,8	42,6	52,8	2,0	21,3	10,5					
87	7,7	2,6	55,6	ND	4,3	29,3	6,8					
97	8,1	3,3	75,6	32,2	2,6	39,0	15,1					
91	8,4	1,2	24,8	6,2	1,6	19,2	12,1					
69	9,2	2,8	72,1	58,6	2,7	37,1	13,6					
67	8,9	2,0	74,7	67,9	2,1	43,0	20,7					
109	8,8	3,3	51,9	53,6	2,6	29,1	11,2					
90	8,4	2,4	52,3	ND	2,6	29,1	11,0					
70	8,9	2,1	82,5	34,8	1,4	43,7	30,2					
48	7,1	2,0	54,4	65,6	1,6	40,6	25,7					
71	8,7	1,2	82,8	39,4	1,0	45,2	41,3					
Promedio	8,5	2,6	62	43,3	2,2	34,4	18,0					
GVA	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	Pol.hidros. mg/Kg)	CCC (meq/100g MOT)	GI (%)	C fúlvicos (%)	C húmicos (%)					
52	0,4	1,6	715	90	115	1,5	3,0					
146	3,8	2,6	1030	ND	60	2,0	3,0					
57	0,3	1,8	1874	49	143	2,2	4,8					
68	1,0	1,0	932	64	95	1,8	7,5					
98	1,7	2,3	2560	ND	34	2,5	5,5					
9	4,1	3,4	4451	97	ND	1,5	7,9					
87	2,0	2,5	4046	92	17	2,0	8,2					
97	2,1	1,9	3083	ND	39	2,2	4,8					
91	0,8	1,4	1020	ND	107	0,9	1,9					
69	1,4	3,7	2556	65	86	1,9	9,7					
67	1,2	2,9	1339	79	91	2,0	7,5					
109	1,8	2,9	2095	ND	87	ND	ND					
90	1,6	2,5	1434	110	74	1,9	5,9					
70	0,5	2,2	2504	46	84	2,1	4,4					
48	1,2	2,4	3277	81	20	2,6	7,5					
71	0,4	1,0	1647	32	79	1,9	3,0					
Promedio	1,5	2,3	2160	73	<i>7</i> 5	1,9	5,6					



4. Conclusiones

El compost de alperujo promedio obtenido en este conjunto de procesos de agrocompostaje contiene 2,2-1,5-2,3 unidades fertilizantes NPK así como 7,5% de C en forma de ácidos húmicos y fúlvicos (73 y 27%, respectivamente). En términos de optimización del proceso (máxima presencia de alperujo en condiciones de exotermia activa), se proponen mezclas configuradas por alperujo (65-70% s.m.s./25-45% vol.), gallinaza (20-25% s.m.f./ 10-30% vol.) y hojuela de olivo (5-15% s.m.f./30-50% vol.), con un valor fertilizante NPK superior a 29 euros/ton.

5. Bibliografía

Alburquerque, J.A., Gonzalvez, A., Garcia, D., Cegarra, J., 2006. Effects of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *ProcessBiochem.* 41, 127–132.

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

6. Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana.



COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL DE LODOS DE LAS BALSAS DE EFLUENTES DE ALMAZARAS

Rogelio Nogales¹, Celia Cifuentes¹, Esperanza Romero¹, JoséAntonio Camacho², Antonio Rodríguez³

¹Estación Experimental del Zaidín, Agencia Estatal del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), C/ Profesor Albareda 1, 18008 Granada ² Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada, C/ Rector López Argüeta, 18001 Granada

³Cooperativa San Isidro de Loja, S.C.A., Polígono Industrial Manzanil II Área 14, C, 18300 Loja, Granada rogelio.nogales @eez.csic.es

Resumen: El estudio tuvo como objetivo reciclar los lodos sedimentados de las balsas de los efluentes producidos por las almazaras mezclados con hojas de olivo mediante un proceso de compostaje de larga duración y a escala industrial. Para ello, se realizaron dos pilas tronco piramidal (15 m largo x 2,6-1,5 m ancho x 1 m alto), en las que se depositaron dos capas alternas de cada residuo oleícola. Una pila fue regada con agua de pozo y la otra con agua de balsa. Durante los 300 días del proceso de compostaje, se realizaron 48 riegos y 29 volteos. Posteriormente, los composts fueron madurados durante 50 días y tamizados antes de su aplicación agrícola. En el compostaje se alcanzaron temperaturas superiores a 60°C durante más de tres meses, lo cual aseguraría la completa eliminación de microorganismos patógenos presentes en el material inicial. Los composts obtenidos, que tuvieron una composición similar, independientemente del agua de riego aplicada, presentaron pH básico, elevados contenido de materia orgánica (> 500 g kg⁻¹) sustancias húmicas y nutrientes; relaciones C/N (<15) y escaso contenido de polifenoles, sales y sustancias potencialmente fitotóxicas. En base a esas características y a su adecuada estabilidad y madurez, ambos composts cumplen con las especificaciones que indica la legislación española para su comercialización como enmiendas orgánicas en agricultura, o como insumos orgánicos para descontaminar suelos y aguas.

Palabras clave: lodos sedimentados, hojas de olivo, biotransformación, compost maduro, calidad agronómica

1. Introducción

Las almazaras generan, además de otros residuos sólidos, una gran cantidad de residuos líquidos, "efluentes de extracción", procedentes del lavado de las aceitunas, de la separación aceite-líquido (aguas de lavado del aceite) y de la limpieza general de esas instalaciones. Esas aquas son depositadas en balsas de decantacion localizadas en las cercanias de la mayoría de las 845 almazaras contabilizadas, únicamente, en la comunidad autónoma andaluza. Actualmente, la mayoría de esas balsas se encuentran colmatadas debido a la gran cantidad de lodos sedimentados en ellas. Ello obliga a la construcción de nuevas balsas o a la retirada de los lodos para la posterior reutilización de las balsas ya existentes. Los lodos retirados, debido a sus características y elevada fitotoxicidad, no pueden ser aplicados directamente al suelo. Su biotransformación mediante compostaje, proceso ya utilizado eficazmente para otros residuos de la extracción del aceite de oliva como el alperujo (Alburguerque y col. 2009; Tortosa y col. 2012), es una opción económicamente viable y sostenible que permitiría obtener nuevos recursos orgánicos para la agricultura, favoreciendo a su vez el desarrollo de la bioeconomia circular. En relación a ello, el objetivo de este estudio fue desarrollar, a escala industrial, un proceso de compostaje utilizando lodos sedimentados de las balsas de los efluentes de las almazaras mezclados con hojas de olivo, que permita obtener composts maduros y de calidad para su uso agrícola y medioambiental.



2. Material y Métodos

El compostaje a gran escala se llevó a cabo en la Cooperativa San Isidro S.C.A de Loja (Granada). Se diseñaron dos pilas según modelo tronco-piramidal (2.6 m base mayor, 1.7 m base menor, 1 m altura y 15 m longitud) ubicadas bajo cubierta. Cada pila de compostaje estuvo constituida por dos capas alternas de hojas de olivo y dos de lodos de balsa, cada una de ellas de 25 cm de altura. Posteriomente, la pila fue recubierta por una capa de hojas de olivo. En base a ello, se utilizaron 22000 kg de lodo de balsa y 13800 kg de hojas de olivo en cada pila de compostaje. Una de las pilas fue regada con agua de pozo (P) y la otra con el agua de la balsa de la propia almazara (B). Algunas propiedades del agua de la balsa se expone en la tabla 1.

Tabla 1. Análisis del agua de las balsas de decantación. Valores medios ± desviación estándar de 3 repeticiones.

	de 3 repeticiones.									
pН	CE	C total	Polifenoles	Р	K	Na	Cu	IG		
·	dS m ⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l⁻¹	%		
5,79±0,25	$5,59\pm0,30$	3,58±0,42	0,28±0,01	36±0,02	664±3	45±0,2	1,94±0,06	0		

El proceso de compostaje se prolongó durante 300 días, hasta que se había alcanzado la temperatura inicial de cada pila y ella permanecía estable después del volteo. Durante el proceso de compostaje se realizaron total de 48 riegos y 29 volteos, para mantener las condiciones óptimas de humedad y aireación de cada pila. Semanalmente se determinó la temperatura de cada pila utilizando dos termometros termopar con sondas de 1 m de longitud. Con objeto de obtener un valor medio representativo, las temperaturas se midieron cada 1.5 m, longitudinalmente, en cada pila y en dos puntos altitudinales (30-35 cm y 70-75 cm), introduciendo la sonda del termopar a 50 y a 100 cm. Terminado el proceso de compostaje, las pilas se mantuvieron durante 50 días bajo la cubierta para su maduración. En ese periodo no se aplicó agua y solo se realizó un volteo a los 25 días. Finalmente, los compost maduros fueron cribados a través de malla (<13 mm). En el material inicial y en los composts maduros se determinaron diferentes propiedades fisicoquímicas, químicas y fitotóxicas según métodos descritos por Khazaal y col. (1994) y Nogales y col. (2020).

3. Resultados y discusión

La evolución de la temperatura de las pilas P y B fue similar, no apreciándose, en general, diferencias significativas entre ellas (Figura 1). A los tres dias del inicio del proceso, la temperatura empezó a subir acusadamente. A los 40 dias, ambas pilas de compostaje habian superado la temperatura media de 40°C lo cual implicaria que las pilas iniciaban la fase termofila. Las maximas temperaturas medias alcanzadas por ambas pilas tuvieron lugar entre los dias 56 y 92 del inicio del proceso (65.1°C en la pila P y 64,5 °C en la pila B), aunque en algunas zonas de las pilas las temperaturas superaron los 70 °C. Esos valores de temperatura tan elevados podrian haber reducido la actividad microbiana y haber favorecido perdidas del nitrógeno contenido en la masa. Entre los 92 diías y los 178 días, las temperaturas se mantuvieron, con fluctuaciones, por encima de los 55 °C, con picos en algún caso mayores de 60°C. Esas fluctuaciones se debieron a los volteos y riegos a que fueron sometidas ambas pilas. Este largo periodo en el cual las temperaturas fueron superiores a 55 °C aseguraría la completa eliminación de los microorganimos patogenos presente en el material orgánico, lo cual implicaria que los composts desarrollados serian materiales higienizados (EPA, 2003; Wichuk y McCartney, 2007). Posteriomente las temperaturas disminuyeron lentamente, aunque hasta los 224 días permanecierón aún en fase termofila. Tras esta etapa, el descenso fue mas acusado, ambas pilas entraron de



nuevo en fase mesofila y/o enfriamiento, registrandose temperaturas entre 27 y 28°C al final del proceso de compostaje.

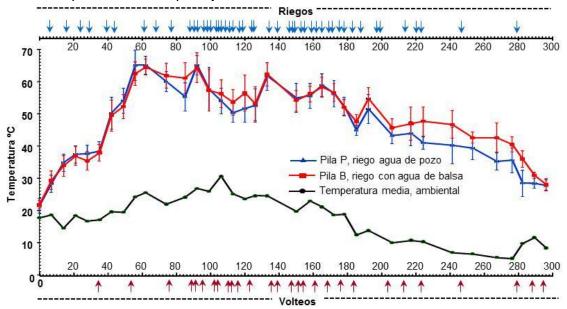


Figura 1. Evolución de la temperatura en las pilas P y B durante el proceso de compostaje. Cada valor de temperatura es medía de 36 medidas. Las barras indican las desviaciones del promedio. Se incluyen las temperaturas medías ambientales del area donde se ubicaron las pilas de compostaje.

Tabla 2. Caracteristicas quimicas de la mezcla inicial de lodos sedimentados de balsa y hojas

de olivo (I) y de los compost maduros obtenidos de las pilas P y B.

	de olivo (i)	y ac ios con	ipost madui	03 Obternuos	de las plia	этур.			
	pН	CE	Polifenol	MO total g k	N	AH	C/N	RH	IG
		dS m ⁻¹		9	6				
ı	5,8±0,1b	11±0,2a	26±0,2a	707±8a	16±0,2a	55±2b	27±0,2a	37±1a	0
Ρ	9,4±0,1a	3,6±0,1c	2,5±0,1b	523±9b	16±0,6a	69±1a	14±0,4b	40±2a	89±5a
В	9,5±0.1a	5,1±0.1b	3,2±0,1b	500±8c	15±0,3b	68±2a	14±0,8b	41±2a	77±4b
	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
			g	kg ⁻¹				mg kg ⁻¹	
I	6,2±0,1a	20±0,4a	78±2c	4,9±0,1b	1,3±0,1b	4,5±0,2c	278±7b	95±1a	50±2c
Ρ	4,6±0,3b	18±0,8b	123±4a	9,1±0,4a	1,2±0,1b	6±0,1a	321±9a	99±4a	58±3a
В	$4,6\pm0,3b$	20±1,2a	106±6b	9,6±0,4a	1,5±0,1a	5±0,2b	272,13b	89±5a	55±3b
	Мо	Cd	Ni	Pb	Cr	Hg	As	Sn	Li
				r	пд кд				
ı	nd	nd	11±0.1c	3,6±0,2b	19±0.6	nd	nd	nd	6±0.2c
Ρ	nd	nd	14±0.1b	4,1±0,1a	22±0.3	nd	nd	nd	9±0.1a
В	nd	nd	17±0.2a	4,1±0,1a	20±0.3	nd	nd	nd	8±0.2b

Valores medios±desviación estándar de 3 repeticiones. Para cada parámetro, letras distintas indican diferencias significativas entre el material inicial y los composts maduros (p<0,05). nd: no detectado

El proceso de compostaje y posterior maduración disminuyó significativamente la conductividad (57-69%), los contenidos de materia orgánica total (26-29%), polifenoles (88-90%) y la relación C/N de la mezcla inicial (Tabla 2). En general, esos descensos fueron similares o inferiores a los observados en otros estudios de compostaje utilizando alperujo u otros residuos orgánicos (Azim y col., 2017, Tortosa y col. 2012). En cambio el pH y la fracción de ácidos húmicos aumentaron significativamente, aunque la relación de humificación no experimentó variaciones significativas. El agua de la balsa y el material inicial presentaron un índice de germinación (IG) de 0 (Tablas 1 y 2) por lo que serían fitotóxicos, impidiendo su utilización agrícola directa. El



proceso de compostaje fue muy efectivo para eliminar esa fitotoxicidad, ya que los composts obtenidos tuvieron valores muy superiores al 60%, limite considerado como indicativo de ausencia de fitotoxicidad (Nogales y col. 2020). Comparativamente, los composts presentaron mayores concentraciones de CaO, MgO, Fe y Zn que el material inicial. En cambio, ellos tuvieron menores contenidos P_2O_5 , mientras que las concentraciones de K_2O , Na, Mn y Cu no experimentaron variaciones significativas debido al proceso de compostaje y maduración.

Los composts maduros obtenidos presentaron, con alguna excepción, una composición similar, independientemente que la mezcla de lodo sedimentado de balsa y hojas de olivo hubiera sido regada con agua de pozo (P) o con agua de la balsa (B). Ambos composts cumplirían con los requisitos exigibles por la legislación española sobre productos fertilizantes (RD 999/2017) para su comercialización como enmiendas orgánicas en agricultura, o como insumos orgánicos para descontaminar suelos y aguas. Respecto a los metales pesados (Tabla 2), la concentración de ellos fue baja, por lo que su aplicación no produciría efectos adversos en los suelos y cultivos vegetales. Sin embargo, la concentración de cobre (89±5-99±4 mg kg⁻¹) fue ligeramente superior a la establecida en la clase A de compost, lo cual impediria su uso como enmienda orgánica para la producción ecológica. La concentracion de cobre determinada en los composts P y B, fue superior a la registrada en otros tipos de composts de residuos agricolas y agroindustriales, lo cual se explicaría debido al uso de fungicidas cupricos durante el manejo del cultivo del olivar.

4. Conclusiones

El compostaje desarrollado a escala industrial con los residuos de las balsas de las almazaras es un proceso viable y económicamente sostenible que permite obtener enmiendas orgánicas comercializables. Mediante ese proceso se valorizan los lodos y los efluentes de las balsas, así como los residuos de hojas de olivo generados en la cadena producción del aceite de oliva, transformado esos residuos en nuevos recursos impulsando, con ello, la implantación de una bieconomía circular.

5. Bibliografía

- Alburquerque J.A., González, J., Tortosa, G., Ait-Baddi G., Cegarra J. 2009. Evaluation of "alperujo" composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*, 20, 257-270.
- Azim K., Soudi B., Boukhari, S. Perissol C., Roussos S., Alami T. 2018. Composting parameters and compost quality: A literatura review. *Organic. Agriculture*. 8, 141–158
- EPA, 2003. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA625-R-92-013. Environmental Protection Agency, USA
- Khazaal K., Boza J., Ørskov E.R. 1994. Assessment of phenolics-related antinutritive effects in Mediterranean browse: a comparison between the use of the in vitro gas production technique with or without polyvinilpolypyrrolidone or nylon bag. *Animal FeedSci. Technol.* 49, 133-149
- Nogales R., Fernández-Gómez M.J., Delgado-Moreno L., Castillo-Díaz J.M., Romero, E. 2020. Eco-friendly vermitechnological winery waste management: a pilot scale study. SN App. Sci. 2:654
- 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
- Varma V.S., Kalamdhad A.S. 2014. Bio-conversion of organic waste using composting technologies- A review. *Intern. J. Environ. Technol. Manag.* 17, 483-507



Wichuk, K.M., McCartney, D. 2007. A review of the effectiveness of current time-temperature regulations on pathogen inactivation during composting. *J. Environ. Eng. Sci.*, 6, 573-586.

6. Agradecimientos

Estudio financiado por la Junta de Andalucía (Fondos FEADER), Grupos Operativos de la Asociación Europea de Innovación (AEI) en materia de productividad y sostenibilidad Agrícolas en el sector del olivar, GOP3I-GR-16-0007.



ESTABILIDAD DE LA MICROBIOTA CULTIVABLE EN TÉS DE COMPOST DE RESIDUOS DE JARDINERÍA Y RESIDUOS DE CAFÉ

M. Belén Suárez-Fernández^{1,2}, Isabel García-Izquierdo^{1,2}, Alba Vicente-Vicente^{1,2}, Rodrigo Pérez-Sánchez², María Ángeles Gómez-Sánchez², Francisco del Rey¹ y M. Remedios Morales-Corts²

¹Instituto de Biología Funcional y Genómica (IBFG). Departamento de Microbiología y Genética. CSIC/Universidad de Salamanca. C/ Zacarías González, 2. 37007-Salamanca. E-mail: belensu @usal.es

²Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007–Salamanca.

Resumen: El compost y sus derivados (tés y extractos) tienen un potencial prometedor en el control sostenible de enfermedades en agricultura, siendo la calidad microbiológica de los mismos un parámetro de reconocida implicación en su eficacia. Siguiendo una metodología de elaboración de té de compost previamente optimizada en nuestro grupo de investigación hemos elaborado dos tipos de té, denominados TC-J y TC-C, obtenidos a partir de compost de residuos de jardinería y de compost de residuos de café, respectivamente. En el presente trabajo analizamos la composición microbiológica de estos tés y realizamos un seguimiento de las poblaciones de hongos y bacterias cultivables en muestras almacenadas a diferentes temperaturas. Los resultados indican que los tés recién elaborados contienen una alta densidad de microorganismos cultivables cuya estabilidad -en términos cuantitativos y/o de diversidad- se ve favorecida en los tés almacenados a 4ºC. Poblaciones microbianas de interés en el control de patógenos vegetales como es el caso de las actinobacterias experimentan un dramático descenso en su diversidad asociado a las temperaturas de almacenamiento más altas (25°C y 37°C). Asimismo, las poblaciones fúngicas del género Trichoderma pierden completamente su viabilidad a 37°C. Las cambios observados en la microbiota de los tés almacenados en lugares expuestos a temperaturas elevadas sugieren alteraciones en sus propiedades de control de enfermedades vegetales.

Palabras clave: actinobacterias; microbiota cultivable; té de compost; *Trichoderma*spp, viabilidad microbiana.

1. Introducción

A los beneficios derivados del uso tradicional del compost -como abono o enmienda orgánica- hay que añadir su contribución al control de daños producidos por organismos fitopatógenos (revisado por Avilés y col., 2011). La naturaleza de este efecto se atribuye frecuentemente a la interacción de diversos factores, incluidos físicos, químicos y biológicos, si bien el hecho de que la esterilización de estos sustratos resulte a menudo en la reducción o eliminación de su capacidad de control de enfermedades y que esta actividad se restaure al reintroducir uno o varios microorganismos, sugiere que el componente biótico del compost es uno de los principales responsables (revisado por Bonanomi y col., 2010).

Igualmente, los tés y extractos preparados a partir de compost contienen gran cantidad de nutrientes y de comunidades de microorganismos en su composición que proporcionan beneficios en términos de mejora del estado fisiológico de las plantas y de protección frente a patógenos, con la ventaja añadida de que su formulación líquida permite aprovechar las estructuras de riego para la aplicación, bien a nivel de sustrato o por pulverización aérea (Pane y col., 2012)De manera precisa, el término "té de compost" se refiere particularmente al producto filtrado de compost fermentado en agua, mientras que "extracto de compost" sería el producto filtrado resultante de la



mezcla del compost con agua u otro disolvente, pero no fermentado o mantenido durante más de una hora antes de su uso (St. Martin, 2014).

En nuestro grupo de investigación hemos estandarizado un procedimiento de elaboración de té de compost que proporciona un producto final estabilizado (sin producción de gas ni malos olores), de características nutricionales y fisicoquímicas adecuadas y libre de componentes fitotóxicos (Morales-Corts y col., 2018). Hemos obtenido un té de compost de residuos de jardinería (TC-J), que presenta un marcado efecto vigorizante sobre el crecimiento vegetal, así como potencial para reducir la incidencia deenfermedades causadas por hongos fitopatógenos, según apuntan resultados obtenidos en ensayos con plantas de tomate en invernadero (Morales-Corts y col., 2018).

Como parte de la caracterización de este té, en el presente trabajo cuantificamos las poblaciones microbianas cultivables que alberga (bacterias aerobias totales, actinobacterias, hongos filamentosos y hongos del género *Trichoderma*) en comparación con té de compost procedente de residuos de café (TC-C), y realizamos un seguimiento en muestras de té almacenadas a diferentes temperaturas, con el fin de evaluar su estabilidad en términos microbiológicos y definir las condiciones más adecuadas para su conservación.

2. Material y Métodos

El compost de residuos de jardinería utilizado para la preparación del té TC-J se obtuvo según describieron Morales-Corts y col. (2014). Por otra parte, el té TC-C se preparó a partir de compost obtenido de residuos de café en combinación con estiércol bovino al 50% (p/p). La preparación de ambos tés se llevó a durante 5 díasa partir de una mezcla de compost y agua en proporción 1:5 (v/v), con una aireación de 5 h al día. A continuación, los tés se filtraron y almacenaron durante 3 y 6 meses a 4°C (en cámara fría), 25°C (en estufa) y 37°C (en estufa).

La estimación del número de microorganismos cultivables (Unidades Formadoras de Colonia, UFC) por ml de té se realizó mediante recuento de viables en placa por siembra en superficie. Los distintos medios de cultivo utilizados seinocularon con 100 µl de té adecuadamente diluido con una solución de NaCl al 0.9% (p/v), que se extendió con ayuda de bolitas de vidrio. Todas las siembras se realizaron por triplicado. Las placas se incubaron a 28°C durante 48-96 h en el caso del medio de cultivo LB (recuento de bacterias aerobias totales), PDAc (recuento de hongos filamentosos) y PDAm (recuento de *Trichoderma* spp.), y durante 15 días en el caso del medio de cultivo ISP2 (recuento de actinobacterias). El análisis estadístico de los datos obtenidos se llevó a cabo utilizando el software Statgraphics Plus 2.1. Se realizó un tratamiento mediante ANOVA y un test de rangos múltiples de Tukey con un intervalo de confianza del 95% (p>0.05).

3. Resultados y Discusión

Como se observa en la Tabla 1, los datos obtenidos en los recuentos microbiológicos muestran que la composición de los dos tés de compost (TC-J y TC-C) es mayoritariamente bacteriana, superando en ambos casos a las poblaciones fúngicas en 5 órdenes de magnitud. Comparativamente, cabe señalar que en TC-C los recuentos de las poblaciones bacterianas y fúngicas superaron en dos órdenes de magnitud a los de TC-J, probablemente en reflejo de una mayor carga microbiana en el compost de partida. No obstante, con los resultados obtenidos puede decirse que la densidad de microorganismos de los dos tés es elevada y que está dentro de lo esperable para este tipo de productos, siendo comparable a los niveles descritos por otros autores (Suárez-Estrella y col., 2012; Kim y col., 2015). Además, hay que



destacar que en los dos tés la densidad de bacterias aerobias cultivables estimada supera el nivel umbral de 106-7 ufc/ml que según Scheuerell y Mahaffee (2002) define a los tés con potencial para suprimir los efectos de organismos fitopatógenos. No obstante, este parámetro es controvertido y otros autores apuntan que no solo la abundancia de bacterias cultivables, sino también la diversidad y la presencia de determinados grupos de microorganismos con actividad antagonista actinobacterias, hongos del género Trichoderma) determina esta capacidad (Bonanomi y col., 2010; Pane y col., 2020). A este respecto, los tés TC-J y TC-C presentan importantes diferencias en su perfil microbiológico. Como se muestra en la Tabla 1, la concentración de actinobacterias en TC-C supera en 2 órdenes de magnitud a la de TC-J, sin embargo, en TC-J se encontró una mayor diversidad en las poblaciones de este grupo de microorganismos (datos no mostrados). Por otro lado, únicamente en TC-J, y no en TC-C, pudieron aislarse hongos con características macroscópicas y microscópicas coincidentes con el género Trichoderma (colonias de textura lanosa y rápido crecimiento con conidios ovoides de color verde y células conidiógenas en forma de botella) (Figura 1, abajo, izquierda y centro).

Tabla 1. Recuentos de poblaciones microbianas en té de compost recién elaborado (T0) y té almacenado durante 3 meses (T1) y 6 meses (T2) a diferentes temperaturas.

Té de compost	Poblac. Microor. ¹ (medio de	T0 ²		T1 ²		T2 ²		
composi	cultivo)		4°C	25°C	37°C	4°C	25°C	37°C
_	B (LB)	6.0·10 ⁷ a	6.2·10 ⁶ b	1.1·10 ⁶ cd	6.3·10 ⁵ d	1.3·10 ⁶ c	1.0·10 ⁶ cd	1.0·10 ⁶ cd
TO 1	A (ISP2)	7.4·10 ⁴ a	1.3·10 ⁴ b	1.0·10⁴bc	3.2·10 ³ d	4.2·10 ³ d	2.1·10 ⁴ b	5.5·10 ³ cd
TC-J	H (PDAc)	2.7·10 ² a	2.8·10 ² a	2.5·10 ² a	1.2·10² a	2.2·10² a	1.5·10 ² a	3.7·10 ⁴ b
	H (PDAm)	2.6·10²a	1.3·10 ² a	1.3·10 ² a	1.9·10² a	1.8·10 ² a	1.7·10 ² a	4.0-10 ⁴ b
	B (LB)	3.9·10 ⁹ a	1.7·10 ⁸ b	1.1·10 ⁷ c	1.4·10 ⁷ c	1.7·10 ⁸ b	5.7·10 ⁶ c	8.4·10 ⁵ c
TC C	A (ISP2)	7.4·10 ⁸ a	3.4·10 ⁷ b	5.5·10 ⁶ c	2.7·10 ⁵ c	4.1·10 ⁷ b	9.8·10 ⁵ c	3.1·10⁴ c
TC-C	H (PDAc)	8.4·10⁴a	6.5·10 ⁴ b	6.1·10 ³ d	4.0·10 ³ d	4.8·10 ⁴ c	6.1·10 ³ d	2.2·10 ³ d
	H (PDAm)	8.9·10⁴a	3.6-10 ⁴ b	9.1·10 ³ c	$3.4 \cdot 10^{3}$ c	4.8·10 ⁴ b	6.1·10 ³ c	2.2·10 ³ c

¹B: bacterias aerobias totales; A: actinobacterias; H: hongos filamentosos

La diferente composición microbiológica encontrada en ambos tés hace suponer posibles diferencias entre ellos en cuanto a su capacidad para proteger a las plantas del ataque de organismos patógenos sobre todo en aquellos casos en los que las poblaciones de actinobacterias y/o *Trichoderma*spp. sean determinantes de tal efecto. Por tanto, un siguiente paso en su caracterización sería evaluar la eficacia en el control de enfermedades en estudios *in vivo* e investigar la relación entre esta capacidad y la microbiota que contienen.

En cuanto a los tés almacenados, los resultados indican que en todos los casos hay un descenso significativo en la densidad de bacterias aerobias totales así como en la de actinobacterias respecto al mismo té recién elaborado (T0), si bien es destacable que a 37°C este descenso se acentúa, llegando en TC-J a 2 órdenes de magnitud y en TC-C a 4 órdenes de magnitud (Tabla 1). Hay que señalar también que la diversidad de poblaciones de actinobacterias se mantiene únicamente en los tés conservados a 4°C, observándose una drástica reducción en este sentido en los tés almacenados a 25°C y 37°C (Figura 1). En relación con las poblaciones de hongos filamentosos, se mantienen estables en los tés conservados a 4°C (y en TC-J a 25°C) y descienden en un orden de magnitud en TC-C a 25°C o 37°C (Tabla 1). Por su parte, TC-J pierde por

²UFC/ml: valores medios con letras distintas indican diferencias significativas en cada fila (p<0,05)



completo la viabilidad de las poblaciones de *Trichoderma* cuando se almacena a 37°C (3 ó 6 meses) (Figura 1). A esta temperatura, se observó, sin embargo, la proliferaron de hongos con colonias de aspecto aterciopelado y color verdoso que se identificaron al microscopio como pertenecientes al género *Aspergillus* (Figura 1, abajo, derecha).

En su conjunto, los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la carga microbiana de los tés de compost recién elaborados tiende a disminuir con el tiempo, observándose además la pérdida de viabilidad de actinobacterias y hongos del género *Trichoderma* asociada a la temperatura de almacenamiento del té.En línea con estos resultados, Naidu y col., (2010) encontraron una rápida reducción en las poblaciones microbianas después de un mes de almacenamiento del té de compost a 24°C, y la pérdida total de viabilidad de actinobacterias y hongos del género *Trichoderma* spp. tras cinco meses.

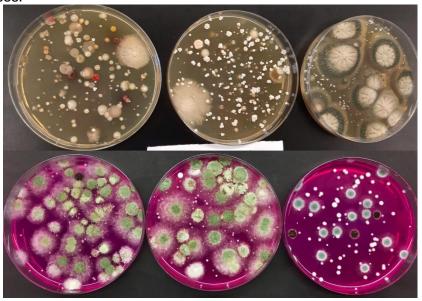


Figura 1. Microorganismos aislados en medios selectivos ISP2 (actinobacterias, arriba) y PDAm (*Trichoderma* spp, abajo) a partir de té de compost de residuos de jardinería (TC-J) almacenado durante 6 meses a 4º (izquierda), 25°C (centro) y 37°C (derecha).

4. Conclusiones

Los tés de compost de residuos de jardinería y residuos de café/estiércol contienen una alta carga microbiana que avala el procedimiento establecido para la obtención de dichos tés. El almacenamiento de los tés, en particular a altas temperaturas, probablemente altere su capacidad para suprimir enfermedades vegetales en consonancia con los cambios observados en su composición microbiana a nivel de densidad y/o diversidad.

5. Bibliografía

Avilés, M., Borrero, C., y Trillas, M. I. 2011.Review on compost as an inducer of disease suppression in plants grown in soilless culture. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 5(2): 1-10.

Bonanomi, G., Antignani, V., Capodilupo, M. y Scala, F. 2010. Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. *Soil Biology & Biochemistry* 42: 136-144.

Kim, M.J., Shim, C.K., Kim, Y.K., Hong, S.J., Park, J.H., Han, E.J., Kim, J.H. y Kim, S.C., 2015. Effect of Aerated Compost Tea on the Growth Promotion of Lettuce, Soybean, and Sweet Corn in Organic Cultivation. *PlantPathol J.* 3:259-268.



- Morales-Corts, M.R., Gómez-Sánchez, M.A y Pérez-Sánchez, R. 2014. Evaluation of green/pruning wastes compost and vermicompost, slumgum compost and their mixes as growing media for horticultural production. *Scientia Horticulturae* 172:155–160.
- Morales-Corts, M.R., Pérez-Sánchez, R., y Gómez-Sánchez, M.A. 2018. Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *ScientiaAgricola*, 75: 400-409.
- Naidu, Y., Meon, S., Kadir, J. y Siddiqui, Y. 2010. Microbial starter for the enhancement of biological activity of compost tea. *Int. J. Argic. Biol.* 12: 51-56.
- Pane, C., Celano, G., Villecco, D., y Zaccardelli, M. 2012. Control of *Botrytis cinerea, Alternaria alternata*and *Pyrenochaetalycopersici*on tomato with whey compost-tea applications. *Crop Protection* 38: 80-86.
- Pane, C,. Sorrentino, R., Scotti, R., Molisso, M., Di Matteo, A., Celano, G., Zaccardelli, A. 2020. Alpha and beta-diversity of microbial communities associated to plant disease suppressive functions of on-farm green composts. *Agriculture*, 10: 113.
- Scheuerell, S. y Mahaffee, Q. 2002.Compost tea: Principles and prospects for plant disease control.*Compost Science & Utilization*, 10: 313-338.
- St. Martín, C.C.G. 2014. Potential of compost tea for suppressing plant diseases. *CAB Reviews* 9(32): 1-38.
- Suárez-Estrella, F., Bustamante, M.A., Moral, R., Vargas-García, M.C., López, M.J. y Moreno, J. 2014. *In vitro*control of fusarium wilt using agroindustrial subproduct-based compost. *J. PlantPathol.* 94: 59-70.



TRANSFORMAR RESIDUOS EN RECURSOS MEDIANTE LA CIENCIA DEL COMPOSTAJE

Claudia Moro¹, Yusuf Coletti¹, Ana de la Torre¹, Jesús de la Torre¹, Adriana Rolland¹, Jose María Díaz¹, Darién Ledesma¹, Eulogio J. Bedmar², Germán Tortosa²

¹Colegio Internacional de Granada, Urbanización Cañadas de Parque s/n 18152 Otura-Dílar, Granada, España.

²Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), CSIC, C/ Profesor Albareda 1, 18008, Granada, España.

Email: german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: Los biorresiduos son la fracción biodegradable de los desechos producidos a nivel doméstico, comercial o local, que incluye restos vegetales de jardines y parques, residuos de alimentos y de cocina de los hogares, restaurantes o establecimientos similares. Se caracterizan por su alto contenido de agua y materia orgánica, fácilmente biodegradable, lo que hace necesario un tratamiento previo para su correcta gestión. El compostaje es una metodología factible para el reciclado de los biorresiduos, que se define por la transformación de la materia orgánica producida por los propios microorganismos presentes en dichos materiales. En esta investigación se estudió la viabilidad del compostaje para el tratamiento de los biorresiduos generados por la Estación Experimental del Zaidín (EEZ), en Granada. Se emplearon tres tipos (restos de poda de árboles de sombra, césped recién cortado y residuos de comida de la cafetería) y dos sistemas de compostaje a pequeña escala (macetas de 25 l y un compostador doméstico de 450 l). Los datos mostraron una reducción del 40% del peso seco de los biorresiduos durante el proceso, lo que se relacionó con la liberación de CO₂. También se encontró una relación directa entre la temperatura, la humedad y la cantidad de bacterias del compost en la fase termófila, siendo esta mucho mayor en comparación con un suelo. Además, los compost obtenidos no mostraron fitotoxicidad, y fueron aptos para su uso en agricultura. Con este trabajo se demuestra que el compostaje a pequeña escala sirve para gestionar los biorresiduos de la EEZ.

Palabras clave: Biorresiduos, materia orgánica, temperatura, humedad, bacterias

1. Introducción

Los biorresiduos se definen como la fracción biodegradable de los desechos producidos a nivel doméstico, comercial o local (EuropeanCommission, 2019). Incluye residuos de jardines y parques, restos de comida de cocinas domésticas y de restaurantes, y residuos similares producidos en las plantas de procesamiento de alimentos (MITECO, 2020a). Los biorresiduos se caracterizan por su alto contenido de agua y materia orgánica fácilmente biodegradable, lo que hace necesario su tratamiento antes de su eliminación (MITECO, 2020b).

El compostaje es una metodología factible para la gestión de los biorresiduos. Se define como un proceso bioxidativo controlado, en el que los residuos orgánicos son transformados por los propios microorganismos presentes en los residuos iniciales (de Bertoldi y col., 1983). En el compostaje se observan varias fases según la evolución de la temperatura y la actividad de los microorganismos (Trautmann y Krasny, 1998): fase mesófila (<40 °C), fase termófila (40-60 °C), fase de enfriamiento (60-40 °C) y fase de maduración (temperatura ambiente), respectivamente. El proceso bioxidativo (fases mesófila y termófila) es la etapa de mayor actividad microbiana, donde se produce una importante degradación de la materia orgánica y emisiones de gases como el CO₂ (Sánchez-Monedero y col., 2010).



Los microorganismos son uno de los factores más importantes de la biología del suelo (Orgiazzi y col., 2016). Constituyen su parte viva y son responsables de la dinámica de la transformación del suelo. Los microorganismos modifican sus propiedades y los ciclos de los nutrientes, y pueden mejorar el crecimiento y el desarrollo de las plantas. Hoy en día, los biofertilizantes y bioestimulantes basados en microorganismos del suelo se utilizan habitualmente en la agricultura, debido a que promueven la nutrición y el crecimiento de las plantas. Además, incluso los compost son una valiosa fuente de microorganismos promotores del crecimiento vegetal (Díaz-Arco y col., 2016).

El objetivo de este proyecto fue estudiar la viabilidad del compostaje a pequeña escala para el tratamiento de los biorresiduos producidos por la Estación Experimental del Zaidín (EEZ), un centro de investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) situado en Granada (España).

2. Material y métodos

2.1. Compostaje y muestreo

Los biorresiduos que se utilizaron en este estudio fueron restos de poda de árboles de sombra (*Platanusorientalis* y *Platanusoccidentalis*), césped recién cortado y residuos de comida de la cafetería de la EEZ. Se llevaron a cabo dos experimentos usando diferentes sistemas para el compostaje a pequeña escala: El primero de ellos consistió en macetas de 25 l rellenas con una mezcla de poda de árbol (10 l) y césped recién cortado (10 l), a las que se añadieron restos de comida según los siguientes tratamientos: C (Control, sin residuos de comida), D1 (600 g de residuos de comida), D2 (1200 g de residuos de comida) y D3 (2000 g de residuos de comida). Para los análisis se tomaron muestras representativas tanto al inicio (19 de diciembre de 2019, T0) como al final del experimento (26 de febrero de 2020, T1). En el segundo sistema, se empleó un compostador de 450 l que se rellenó hasta un volumen final de 400 l con la misma mezcla de biorresiduos pero sin restos de comida. Se recogieron muestras justo una semana después de empezar el experimento, cuando la temperatura de la pila estaba en valores termófilos (> 45 °C).

2.2. Análisis

El contenido de agua se determinó por diferencia entre el peso húmedo y el seco de las muestras de compost obtenido previo secado en una estufa a 70 °C. La temperatura se midió usando un termómetro digital con una sonda incorporada.

Para el cultivo de bacterias, se añadieron 3 g de compost fresco a un tubo estéril de 50 ml que contenía 30 ml de solución salina estéril (NaCl 0,9%, p/v), el cual se agitó durante 10 min y se dejó sedimentar por gravedad. Después, se tomaron alícuotas de 30 µl que se emplearon para inocular placas Petri rellenas de medio sólido TSA (triptona-soja-agar), extendiéndose homogéneamente con un asa de siembra. Finalmente, las placas Petri se mantuvieron a 28 °C durante 24 h.

La fitotoxicidad del compost se evaluó mediante una prueba de germinación de semillas de berro (*Lepidiumsativum*). Para eso, se realizó una extracción acuosa del compost (1 g en 20 ml de agua, agitación durante 2 h y centrifugación a 5.000 g durante 10 min), añadiendo 1 ml a una placa Petri que contenía 10 semillas de berro. La germinación de las semillas se llevó a cabo a temperatura ambiente y oscuridad durante una semana. Como controles se utilizaronagua y un extracto acuoso de un suelo de la EEZ.



3. Resultados y Discusión

El compostaje es una metodología biológica que sirve para el tratamiento de los residuos orgánicos (de Bertoldi y col., 1983), y durante el cual se produce una importante degradación de la materia orgánica originada por los microorganismos presentes en las materias primas (Trautmann y Krasny, 1998). La pérdida de masa de los biorresiduos durante el proceso es un indicador de dicha degradación. Para comprobarlo, en el primer experimento se pesaron las macetas tanto al inicio (T0) como al final del proceso (T1). Los pesos secos en T0 oscilaron entre 1,2 y 1,7 kg y dos meses después (T1), disminuyeron a 0,9 kg. Estas reducciones representaron pérdidas del 42, 29, 43 y 41 % del peso seco para los tratamientos C, D1, D2 y D3, respectivamente. Parte de estas pérdidas podrían explicarse por la liberación de algunos gases como el CO₂ que se producen durante la degradación de la materia orgánica (Sánchez-Monedero y col., 2010).

Para conocer el papel de los microorganismos en dicha degradación, se estudió la temperatura, la humedad y la cantidad de bacterias presentes en el compostador durante la fase termófila. Los valores obtenidos se compararon con los procedentes del suelo control. La Figura 1a muestra que la temperatura del compost rondó los 50 °C, cinco veces la registrada en el suelo control. Además, la humedad del compost fue más alta que la del suelo (Figura 1b), y como era de esperar, la cantidad de bacterias fue mucho mayor en el compost (Figura 1c). Estos resultados sugieren que hay una relación directa entre la temperatura, el contenido de agua y la proliferación de las bacterias en el compost durante la fase termófila.

Finalmente, la prueba de fitotoxicidad indicó que no hubo diferencias entre la germinación de las semillas de berro con el extracto acuoso del compost y los controles empleados, lo que significó que los compost obtenidos fueron lo suficientemente maduros para su uso en agricultura (Figura 2).

4. Conclusiones

El compostaje a pequeña escala es una metodología factible para el tratamiento de los biorresiduos de la EEZ. Dicho proceso reduce de forma significativa su peso seco, debido en parte a la liberación de CO₂. En dicha transformación participan numerosos microorganismos, en especial las bacterias que están presentes en el compost. El compostaje de biorresiduos genera un compost lo suficientemente maduro para su uso en agricultura, por lo que es un procedimiento adecuado para la gestión de los biorresiduos de la EEZ.

5. Bibliografía

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

Díaz-Arco, A., Molina Muñoz, M., Navarro García, E., Ortega Fernández, C., Palma Pérez, L., Sarmiento Vega, M.C., Castellano Hinojosa, A., Tortosa Muñoz, G. Bedmar, E.J. (2016). Biofertilisers with olive-oil taste: isolation of plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) from "alperujo" compost. High School Students for Agricultural Science Research. Vol. 5, Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC), ISSN: 2340-9746. Creative Commons. Disponible en: http://www.compostandociencia.com/wp-content/uploads/2014/07/2016-D%C3%ADas-Arcos-et-al.-PIIISA.pdf

European Commission (2019). Definitionof Biodegradable Waste. (último acceso: 12/06/2020). https://ec.europa.eu/environment/waste/compost/index.htm

MITECO (2020a). Definición de los biorresiduos domésticos. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (último acceso: 12/06/2020). https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos/



MITECO (2020b). ¿Qué características tienen los biorresiduos? Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (último acceso: 12/06/2020). https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos/Biorresiduos-Que-caracteristicas-tienen.aspx

Orgiazzi, A., Bardgett, R.D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M.J.I., Chotte, J-L., De Deyn, G.B., Eggleton, P., Fierer, N., Fraser, T., Hedlund, K., Jeffery, S., Johnson, N.C., Jones, A., Kandeler, E., Kaneko, N., Lavelle, P., Lemanceau, P., Miko, L., Montanarella, L., Moreira, F.M.S., Ramirez, K.S., Scheu, S., Singh, B.K., Six, J., van derPutten, W.H., Wall, D.H. (Eds.), 2016, Global SoilBiodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 176 pp. Disponible en: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-biodiversity-atlas

Trautmann, N. M., Krasny, M. E. (1998). Composting in the Classroom: Scientific Inquiry for High School Students. Editorial Kendall/Hunt Publishing Company. ISBN: 0-7872-4433-3. Disponible en: https://ecommons.cornell.edu/handle/1813/3338

Sánchez-Monedero, M., Serramiá, N., Civantos, C., Fernández-Hernández, A., Roig, A. (2010). Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*, 81 (1), 18-25.

6. Agradecimientos

Este trabajo se realizó dentro de los "Proyectos de Iniciación a la Investigación e Innovación en Secundaria en Andalucía" (PIIISA; https://piiisa.es), con los que se pretende acercar la ciencia y el método científico a estudiantes de educación secundaria. En el diario del proyecto pueden consultarse en http://www.compostandociencia.com/proyectos/proyecto-piiisa-transformar-residuos-en-recursos-mediante-la-ciencia-del-compostaje-2019-2020/

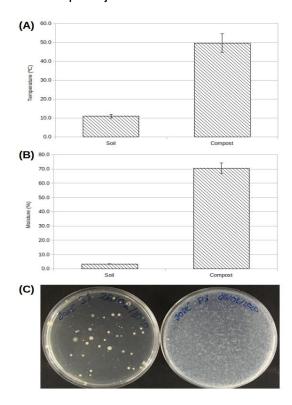


Figura 1. Temperatura (a), humedad (b) y bacterias (c) presentes en el suelo de la EEZ (izquierda) y en el compost en fase termófila (derecha).



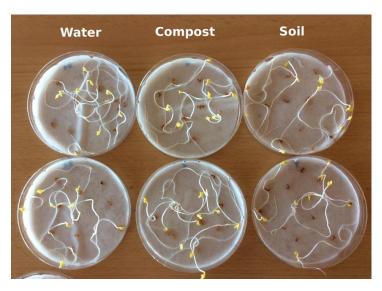


Figura 2. Germinación de semillas de berro (*Lepidiumsativum*) con agua (columna izquierda), un extracto acuoso de compost (columna centro) y un extracto acuoso del suelo de la EEZ (columna derecha).



CO-DIGESTIÓN DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS DEL PROCESADO DE LA ACEITUNA DE MESA Y DE ALMAZARA

José Ángel Rubio Bernal¹, María Eugenia Ibáñez-López¹; Miguel Suffo Pino²; <u>José L. García-Morales</u>¹*

 ¹Dpto. 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. Campus de Puerto Real.
 11510. Puerto Real (Cádiz), España
 *joseluis.garcia@uca.es

Resumen: La co-digestión de distintos residuos y subproductos es una práctica habitual en la actualidad combinando sustratos de diferentes orígenes, principalmente urbanos y/o agroindustriales. En ella se palían posibles carencias entre los co-sustratos mejorando el resultado obtenido en su digestión individual. En el caso de los biosólidos, su principal hándicap para una adecuada bio-metanización, es su bajo contenido en carbono. Por ello suelen mezclarse con distintos co-sustratos que aporten ese carbono biodegradable (relación C/N elevada) y permitan un mayor rendimiento en la generación de biogás. En el caso de otros sustratos su mezcla mejora otras posibles carencias. El sector de la aceituna genera en su procesado distintos subproductos susceptibles de ser utilizados en procesos de co-digestión. Éste es el caso del alperujo, subproducto de la obtención del aceite de oliva en almazaras de dos fases o el SOPAM (subproducto orgánico del procesado de la aceituna de mesa) en el caso de la aceituna de mesa. En este trabajo se estudia la co-digestión de biosólidos (B) // SOPAM (S) y alperujo (A) // estiércol vacuno (E), en régimen mesofílico de temperatura (35°C) y con una proporción de residuos de la aceituna con los distintos co-sustratos que propicie una relación C/N óptima de partida (60:40 (p:p); A:E y B:S). Ambos procesos se han evaluado con respecto a parámetros relacionados con la productividad de biogás (bio-CH₄) y rendimientos en la eliminación de sólidos volátiles (%SV_{el}).La productividad de biogás fue similar (0,22 ± 0,04 (A:E) y 0,21 ± 0,03 (B:S) m³CH₄/ kgSV_{al}) para un TRH de 20 días. Los valores de %SV_{el} para un THR de 15 días son 37,8 ± 4,9 % (A:E) y 31,7 ± 4,5%(B:S), superiores en el caso de la codigestión de los dos subproductos agroalimentarios. Ambos escenarios muestran ventajas sobre la digestión por separado de los distintos sustratos.

Palabras clave: Biosólidos, Alperujo, SOPAM, Estiércol Vacuno, Biogás.

1. Introducción

La industria agroalimentaria es uno de los sectores industriales más destacados en la economía mundial, siendo uno de sus principales problemas la generación de importantes volúmenes de residuos, principalmente de origen orgánico. Entre las posibles alternativas dentro de la aplicación de la Economía Circular a su gestión se encuentra el proceso de digestión anaerobia, con la generación de biogás como fuente de energía renovable y un digerido susceptible de ser utilizado en agricultura, propiciando una reducción en las emisiones de gases de efecto invernadero. Las distintas características de los posibles residuos existentes en el ámbito agroalimentario y en algunos residuos de origen urbano, como los biosólidos de EDARs, hacen que su mezcla y tratamiento conjunto mediante un proceso de codigestión anaerobia se una alternativa a considerar. Este proceso permite mejorar la biodegradabilidad de los sustratos en relación a su tratamiento individual y, por tanto, incrementar los rendimientos de producción de biogás aprovechando las sinergias en la composición de cada material, balanceado la relación de nutrientes (ratio C/N) y de esta forma alcanzar condiciones óptimas para el desarrollo de la microbiota anaerobia (Yadvika y col., 2004).



El sector de la aceituna genera en su procesado distintos subproductos susceptibles de ser utilizados en procesos de co-digestión. Este es el caso del alperujo proveniente de la obtención del aceite de oliva en almazaras de dos fases o el SOPAM (subproducto orgánico del procesado de la aceituna de mesa) en el caso de la aceituna de mesa. Según el Consejo Oleícola Internacional (COI) (2020), en la campaña 18/19 se produjeron en España aproximadamente 1,79 millones de toneladas de aceite de oliva que se corresponde con una producción de alperujo en torno a las 3,2 millones de toneladas. En el caso de la aceituna de mesa, también el COI para esa misma campaña ha dado una producción de alrededor de 587.800 toneladas. Estas cifras ponen de manifiesto la gran importancia del sector de la aceituna en nuestro país y la magnitud de la posible cantidad de subproductos generados. Para el caso singular de los residuos ganaderos, a modo de ejemplo del sector estudiado, hay que tener en cuenta que la población de bovinos en España en el año 218 era de alrededor de 6,7 millones de cabezas de ganado, lo que implica una producción anual de alrededor de 73,3 millones de toneladas de estiércol vacuno (MAPA,2019). Finalmente, en el caso de los biosólidos, el Plan Estratégico Marco de Residuos 2016-2022 (MAGRAMA, 2015) 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.

La estrategia de valorización de los residuos del sector agroalimentario puede ser integrarlos en digestores anaerobios ya existentes, como es el caso de las EDARs convencionales, o bien hacer la co-digestión en instalaciones que recojan este tipo de residuos/subproductos de distintas procedencias.

En este trabajo se presenta una comparación de la co-digestión de estos subproductos del procesado de la aceituna con respecto a parámetros relacionados con la productividad de biogás (bio-CH₄) y los rendimientos en la eliminación de sólidos volátiles (%SV_{el}) en escenarios representativos de ambas estrategias de codigestión.

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 4L de volumen útil con agitación individual, con un sistema de calefacción mediante recirculación de agua caliente a un encamisado que permitía mantener la temperatura en rango mesofílico (35°C). 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. El alperujo utilizado procedía de la almazara que la Cooperativa Nuestra Señora de los Remedios posee en Olvera (Cádiz) y el estiércol vacuno de una granja semi-intensiva de El Puerto de Santa María (Cádiz). Las principales características físico-químicas de los distintos sustratos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los sustratos utilizados en los distintos ensayos.

Parámetro	Unidad	SOPAM	Lodos mixtos	Alperujo	Estiércol
pН	-	5,1 (±0,08)	5,8 (±0,37)	5,4 (±0,04)	7,8(±0,22)
ST	g/kg	284,92 (±0,66)	28,28 (±16,77)	298,56(±11,21)	160,29(±1,72)
SV	g/kg	273,90 (±0,58)	21,17 (±11,25)	269,65(±10,24)	132,14(±1,69)
DQO_s	gO₂/kg	11,13 (±0,26)	3,15 (±1,48)	98,63(±0,01)	43,14(±0,41)
COD	gC/L	3,25(±0,14)	1,15 (±0,49)	40,37(±0,05)	14,63(±0,09)
C/N		48,4	6,9	41,2	16,6



2.2. Diseño experimental

Se ha comparado la co-digestión de dos mezclas de residuos del subproductos de la aceituna, una primera biosólidos (B)//SOPAM (S) y una segunda de alperujo (A) //estiércol vacuno (E) en régimen mesofílico de temperatura (35°C). La proporción de mezcla de los residuos de la aceituna con los distintos co-sustratos (60:40 (p:p); A:E y B:S) se ha hecho de forma que se mantenga de partida una relación C/N óptima. Ambos sistemas se han evaluado con respecto a parámetros relacionados con la productividad de biogás (bio-CH₄) y rendimientos en la eliminación de sólidos volátiles (%SV_{el}).

En el sistema B:S se han establecido distintos tiempos hidráulicos de retención (THR): 30, 20 y 15 días, y una proporción de ST de un 3%, similar al existente en los digestores de las EDARs. En el sistema A:E los THR ensayados fueron 40, 30, 20, 15 y 12 días, con un porcentaje de ST seleccionado como óptimo de un 10%. 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 métodos utilizados para los parámetros de seguimiento aparecen recogidos en Rubio y colaboradores (2019).

3. Resultados y Discusión

La influencia de los co-sustratos alimentados se puso de manifiesto en la evolución de distintos parámetros, entre ellos, los relativos a la producción de biogás y rendimientos en la eliminación de sólidos volátiles que son los que se muestran en el presente estudio. En la Tabla 2 se muestran cada uno de estos parámetros para cada uno de los escenarios planteados

Tabla 2. Resultados de productividad de biogás (m³CH₄/ kgSV_{al}) y rendimientos de eliminación de sólidos volátiles (%SV_{el}) para cada uno de los procesos y en los diferentes THR ensayados.

Proceso	B:S		A:E	
THR	m³CH₄/ kgSV _{al}	%SV _{el}	m³CH₄/ kgSV _{al}	%SV _{el}
40	-	-	0,14 (±0,05)	49,4 (±3,1)
30	0,17 (±0,08)	35,5 (±8,8)	0,17 (±0,04)	44,8 (±4,9)
20	0,21 (±0,03)	39,8 (±5,6)	0,22 (±0,04)	41,2 (±3,1)
15	0,19 (±0,02)	31,7(±4,5)	0,19 (±0,03)	37,8 (±4,9)
12	-	=	0,11(±0,05)	26,9 (±0,8)

Cuando se hace una comparativa de los procesos de co-digestión con la digestión individual de los residuos se observa que el escenario individual suele ser más desfavorable. En el caso de la productividad de metano en la digestión de biosólidos para un THR de 15 días, los obtenidos en co-digestión fueron 0,19 (\pm 0,02) y para los lodos mixtos de 0,11 (\pm 0,02) LCH₄/gSV_{al}, un 42,1% mayor cuando se expresan como SV alimentados. En el caso de los SV consumidos (LCH₄/gSV_c), los resultados en co-digestión fueron 0,59 (\pm 0,10) y con lodos mixtos de 0,30 (\pm 0,06), un 49,15 % mayor (Rubio y col., 2018).

Para el proceso de co-digestión del alperujo, en la digestión individual de este residuo Borja y colaboradores (2002) obtuvieron valores de 0,29 LCH₄/gSV_c inferiores a los obtenidos en el presente trabajo en co-digestión donde se situaron en 0,53 (±0,08) LCH₄/gSV_c para un THR de 20 días. En el caso de estiércol vacuno los resultados encontrados por Rubio y colaboradores (2019) para su digestión como sustrato único fueron de 0,072 LCH₄/gSV_{al}. La co-digestión con el alperujo en el mejor de los escenarios estudiados (THR=20d) fue más de un 300% mayor.



En referencia al porcentaje de sólidos volátiles eliminado se puede observar que en la mezcla con residuos/subproductos más recalcitrantes, como son los biosólidos de EDAR, se registra, en comparación con el sistema A:E, un menor porcentaje de eliminación para THR similares que van desde un 26,2% (TRH=30 d), un 3,5% (TRH=20) y un 19,2% (THR=15). La eliminación de SV puede tener relación con el mayor porcentaje de ST existente en escenario A:E (10% ST) en referencia al B:S (3% ST), sin embargo, no existen diferencias significativas en la productividad de metano registradas. Este aspecto fue puesto de manifiesto por Rubio y colaboradores (2020) en el escenario (A:E) donde se observó incluso una inhibición de la digestión anaerobia cuando se incrementaba el porcentaje de sólidos.

4. Conclusiones

El análisis de los resultados obtenidos muestra que en ambos escenarios el desarrollo del proceso de co-digestión de los distintos subproductos de la aceituna muestra ventajas sobre la digestión individual de los diferentes sustratos. En el caso de las EDARs supone un mayor rendimiento en la producción de metano en los digestores de biosólidos que propician una mayor tasa de autoabastecimiento de la instalación y un posible incremento de ingresos por la gestión de esos residuos/subproductos que se co-digieren. En los escenarios de co-digestión de residuos agroalimentarios, como es el caso del alperujo y el estiércol, propician una mezcla más equilibrada que maximiza el rendimiento energético y proporciona un marco de gestión conjunta.

5. Bibliografía

- COI, 2020. Web del Consejo Oleícola Internacional. URL: https://www.internationaloliveoil. org/wp-content/uploads/2020/04/HO-CE901-29-11-2019-P.pdf (fecha de consulta 01/06/2020).
- Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., Alba, J., Martín, A. 2002. "A Study of Anaerobic Digestibility of Two-Phases Olive Mill Solid Waste (OMSW) at Mesophilic Temperature." *Process Biochemistry* 38 (5): 733–42.
- MAGRAMA. 2015. Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente "Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR)." *URL:https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm30-170428.pdf* (fecha de consulta 01/07/2020)
- MAPA, 2019. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Estadísticas ganaderas. URL: https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/ganaderia/encuestas-ganaderas/ (fecha de consulta 07/01/2019).
- Rubio, J. A., Garcia-Morales, J. L., Romero, L. I., Fernandez-Morales, F. J.. 2020. "Modelization of Anaerobic Processes during Co-Digestion of Slowly Biodegradable Substrates." *Chemosphere* 250: 126222.
- Rubio, J. A., Romero, L. I., Wilkie, A. C., García-Morales, J. L.. 2019. "Mesophilic Anaerobic Co-Digestion of Olive-Mill Waste With Cattle Manure: Effects of Mixture Ratio." *Frontiers in Sustainable Food Systems* 3 (February): 1–11.
- Rubio, J. A., Suffo, M., Toro, E., Estevez, F., García-Morales, J.L.. 2018.Co-digestión de biosólidos con subproductos orgánicos de la aceituna de mesa. VI Jornadas de la Red Española de Compostaje Gestión integral de residuos orgánicos. Poniendo en marcha la economía circular en la sociedad. pp. 19 24. Valencia(España). ISBN 978-84-09-09152-2
- Yadvika, S., Sreekrishnan, T. R., Kohli, S., Rana, V. 2004. "Enhancement of Biogas Production from Solid Substrates Using Different Techniques A Review." *Bioresource Technology*. Elsevier.



6. Agradecimientos

- Los resultados presentados de alperujo y estiércol vacuno fueron financiados por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto PROBIOGAS PS-120000-2007-6 mediante fondos FEDER.
- Los resultados presentados de biosólidos y SOPAM fueron financiados 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 (CTA).







