CSIC
Consejo Superior de Investigaciones Científicas

EEZ
Estación Experimental del Zaidín

Universidad de Granada

Compostaje
Red Española

9º JORNADAS DE LA RED ESPAÑOLA DE COMPOSTAJE

GRANADA

29-30 SEP
1 OCT 2026

Gestión y valorización de residuos orgánicos:
un enfoque multidisciplinar para un reto global

Libro de ponencias de las IX Jornadas de la Red Española de Compostaje

“Gestión y valorización de residuos orgánicos: un enfoque multidisciplinar para un reto global”

Granada, 29 y 30 de septiembre y 01 de octubre de 2026

Editores Científicos:

Germán Tortosa Muñoz, Elisabet Aranda Ballesteros, Beatriz Gómez Muñoz, Emilio Benítez León, Tatiana Robledo Mahón, Antonio Serrano Moral y Concepción Calvo Sáinz

Edita: Red Española de Compostaje

ISBN: 978-84-09-90238-5

Diseño y maquetación: Sara López-Barajas Landa

IX Jornadas de la Red Española de Compostaje

“Gestión y valorización de residuos orgánicos: un enfoque multidisciplinar para un reto global”

Granada, 29 y 30 de septiembre y 01 de octubre de 2026

Organizan:

COMPOSTAJE RED ESPAÑOLA

ESTACIÓN EXPERIMENTAL DEL ZAIDÍN

CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas

UNIVERSIDAD DE GRANADA

Colaboran:

BIOMASA DEL GUADALQUIVIR, SA

eider ecoindustria del reciclado

Biodeterioro, Biodegradación y Biorremediación
SOCIEDAD ESPAÑOLA DE MICROBIOLOGÍA

Diputación de Granada

IX Jornadas de la Red Española de Compostaje

"Gestión y valorización de residuos orgánicos: un enfoque multidisciplinar para un reto global"

Comité organizador

- Germán Tortosa Muñoz (EEZ-CSIC)
- Elisabet Aranda Ballesteros (Universidad de Granada)
- Beatriz Gómez Muñoz (EEZ-CSIC)
- Emilio Benítez León (EEZ-CSIC)
- Tatiana Robledo Mahón (Universidad de Granada)
- Antonio Serrano Moral (Universidad de Granada)
- Concepción Calvo Sáinz (Universidad de Granada)
- Sara López-Barajas Landa (EEZ-CSIC)
- Baobab Eventos – Granada Congresos (Oficina técnica)

Comité científico:

- Antonio Serrano Moral (Universidad de Granada)
- Arturo F. Chica Pérez (Universidad de Córdoba)
- Beatriz Gómez Muñoz (EEZ-CSIC)
- Concepción Calvo Sáinz (Universidad de Granada)
- Elisabet Aranda Ballesteros (Universidad de Granada)
- Emilio Benítez León (EEZ-CSIC)
- Esperanza Romero Taboada (EEZ-CSIC)
- Germán Tortosa Muñoz (EEZ-CSIC)
- Inmaculada García Romero (EEZ-CSIC)
- José Luis García Morales (Universidad de Cádiz)
- Juan Carlos Rad Moradillo (Universidad de Burgos)
- Laura Delgado Moreno (EEZ-CSIC)
- M.ª Ángeles Gómez Sánchez (Universidad de Salamanca)
- Mª Carmen Gutiérrez (Universidad de Córdoba)
- Mª Cruz García González (Universidad de Valladolid)
- Mª Pilar Bernal Calderón (CEBAS-CSIC)
- Marga López Martínez (Universitat Politècnica de Catalunya)
- María José López López (Universidad de Almería)
- María Teresa Gea Leiva (Universidad Autónoma de Barcelona)
- Rafael López Núñez (IRNAS-CSIC)
- Raúl Moral Herrero (Universidad Miguel Hernández)
- Remedios Morales Corts (Universidad de Salamanca)
- Remigio Paradelo Núñez (Universidad de Santiago de Compostela)
- Salustiano Mato de la Iglesia (Universidad de Vigo)
- Tatiana Robledo Mahón (Universidad de Granada)

Índice de trabajos

SESIÓN 1. OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE, NUEVAS TECNOLOGÍAS E INTEGRACIÓN EN SISTEMAS DE BIORREFINERÍA.

1) ESTRATEGIAS PARA EL APROVECHAMIENTO DE BAGAZO DE CERVEZA MEDIANTE VERMICOMPOSTAJE. Fredy A. Torres, Silvana Arbeláez, Mª del Valle Palenzuela, Eduardo Molina, Víctor Ramos, Víctor M. Carranco y Antonio Rosal. **Págs. 2-5**

2) EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES MEDIANTE LA INCORPORACIÓN DE BIOCHAR: UNA ESTRATEGIA HACIA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN LA PROVINCIA DE HUAURA (PERÚ). José Víctor Ruíz Ccancce, Jeison Cabanillas Vasquez, Luciano Orden, F. Javier Andreu-Rodríguez, Encarnación Martínez-Sabater, José A. Sáez-Tovar, M. Ángeles Bustamante y Raúl Moral. **Págs. 6-9**

3) EVALUACIÓN DEL POTENCIAL AGROBIOTECNOLÓGICO DE EXTRACTOS ACUOSOS DE COMPOST ELABORADOS CON BIOMASA DEL ALGA *RUGULOPTERYX OKAMURAE*. Martínez-Gallardo M.R., Martín-Ruiz P., López-González J.A., Estrella-González M.J., Toribio A.J., Jurado M.M., Suárez-Estrella F., Correa-Bustos A., Segura-Pérez M.L., Hachero I. y López M.J. **Págs. 10-13**

4) VALORIZACIÓN DE ESTIÉRCOLES Y BIOMASA NO PRODUCTIVA AGRÍCOLA PARA LA OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES ÓRGANO-MINERALES PELETIZADOS: EL PROYECTO FERTIPELLET. Ana García-Rández, José Saéz-Tovar, Javier Andreu, Luciano Orden, Cristina Álvarez, Silvia Sánchez-Méndez, Daniel Gil, Rebeca Brocal, Adolfo García Sánchez y Raúl Moral. **Págs. 14-17**

5) COMPOSTAJE AGRÍCOLA DE LODOS VITIVINÍCOLAS COMO PALANCA DE GESTIÓN EFICIENTE DE RECURSOS EN EL MARCO DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR: EL PROYECTO VITILODO. Ana García-Rández, José Saéz-Tovar, Javier Andreu, Luciano Orden, Cristina Álvarez-Alonso, Silvia Sánchez-Méndez, Consuelo Escrig, Elena Dominguez, Jorge Caus, María Biosca, Ana Cano A, Vicente Insa y Raúl Moral. **Págs. 18-21**

6) APLICACIÓN DE BIOCHAR Y ESTRUVITA COMO ADITIVOS PARA LA ELABORACIÓN DE COMPOST FUNCIONALES Y SU EFECTO SOBRE EL COMPOBIOMA Y LA CALIDAD AGRONÓMICA DEL PRODUCTO. Ana J. Toribio, Raúl Jiménez, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, María R. Martínez-Gallardo, Daniel Lorente, Francisco J. Andreu-Rodríguez, Raúl Moral y María J. López. **Págs. 22-25**

7) INFLUENCIA DE BIOCHAR Y ESTRUVITA SOBRE LA DINÁMICA ENZIMÁTICA MICROBIANA DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESTOS VEGETALES. María J. López, Raúl Jiménez, Martín Segado-Pérez, Paula Martín, María R. Martínez-Gallardo, María J. Estrella-González, Ana J. Toribio, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Luciano Orden, Raúl Moral y Francisca Suárez-Estrella. **Págs. 26-29**

8) OPTIMIZACIÓN DEL COMPOSTAJE MEDIANTE INOCULACIÓN CON BACTERIAS LÁCTICAS Y SU VALIDACIÓN AGRONÓMICA. Ahmad Abo Markeb, Iván Funes Pinter, Marcos Paolinelli, Yesica Illarreta, Brian Jonathan Young, Gabriel Pisi, Germán Aguado, Irene Barnech, Mariano Spitale, Antonio Arciénaga, Martín Uliarte y Pedro Federico Rizzo. **Págs. 30-33**

9) EVALUACIÓN EXPERIMENTAL EN LABORATORIO PARA LA RECUPERACIÓN DE CALOR EN PROCESOS DE COMPOSTAJE. Mireia Ramis Masachs, Victor Sánchez Adiego y Marga López Martínez. **Págs. 34-37**

10) BIORREFINERÍA BASADA EN MICROALGAS PARA LA VALORIZACIÓN CIRCULAR DE DIGESTATO PORCINO. Z.E. Blesa Marco, M. Martínez-Quintela, S. Masias, M. Calvo, F. López Lasaosa y J. González-Camejo. **Págs. 38-41**

11) USO DE BIOCHAR EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGRÍCOLAS Y GANADEROS: IMPACTO SOBRE EL PROCESO Y LAS PROPIEDADES DEL COMPOST. N. Manrique Córdoba, M.A. Bustamante, E. Martínez-Sabater, L. Orden, E. Agulló, J. García García, B. García Castellanos, C. Álvarez-Alonso, J.A. Sáez-Tovar, M.D. Pérez-Murcia y R. Moral. **Págs. 42-45**

12) EVALUACIÓN DE MADUREZ Y ESTABILIDAD DURANTE EL COMPOSTAJE DE SUBPRODUCTOS DE LA PALMA DATILERA. Remigio Paradelo Núñez, Boutalbi Houda, Guimeur Kamel, Mahtali Sbih, Merad Mira, Riki Mustapha Nadir, Khelef Yahia y Morvan Xavier. **Págs. 46-49**

13) SISTEMA DE REDUCCIÓN DE LA HUMEDAD DEL ALPERUJO PARA FACILITAR SU COMPOSTAJE. José A. García Mesa y Concepción García-Ortiz Civantos. **Págs. 50-53**

14) ANÁLISIS ESPECTROSCÓPICO POR FTIR DE LA EVOLUCIÓN ESTRUCTURAL DE RESTOS VEGETALES DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE. Elisa Herrero-de San Luis, Mari Cruz García-González, Paula Calvo-de Diego, Laura Buzón-Durán, Ernesto Gómez-Sobrino, Beatriz Molinuevo-Salces y Mercedes Sánchez-Báscones. **Págs. 54-57**

15) ESTUDIO DEL EFECTO DEL TIPO DE ESTIÉRCOL SOBRE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE DÁTIL Y LA CALIDAD DEL COMPOST FINAL. Vivian S. de Oliveira, Encarnación Martínez-Sabater, Enrique Agulló, Estrella Sayas-Barberá, Casilda Navarro-Rodríguez de Vera, José Ángel Pérez-Álvarez y Concepción Paredes. **Págs. 58-61**

16) RECUPERACIÓN DE FÓSFORO COMO ESTRUVITA ($MgNH_4PO_4$- $6H_2O$) EN EFLUENTES METANOGÉNICOS: INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS OPERACIONALES. Belén Cañadas, Silvia Hernández, Juana Fernández-Rodríguez y Montserrat Pérez. **Págs. 62-65**

17) EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LA CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA MESOFÍLICA Y TERMOFÍLICA DE PURÍN DE CERDO Y AGUAS RESIDUALES DE MATADERO:

RENDIMIENTO DEL PROCESO, HIGIENIZACIÓN, BALANCE ENERGÉTICO Y SOSTENIBILIDAD. M. Candel, B. Cañadas, J. Fernández-Rodríguez y M. Pérez. **Págs. 66-69**

18) USO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL EN LA OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE. Carlos Cambra Baseca, Antonia Maiara Marques do Nascimento y Carlos Rad. **Págs. 70-73**

SESIÓN 2. MERCADOS, CERTIFICACIÓN Y CALIDAD DE COMPOST, DIGERIDOS Y DERIVADOS.

19) ANÁLISIS METATAXONÓMICO DE RAFIA DE POLIPROPILENO DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES. Martín Segado-Pérez, María José Estrella-González, Jesús Salinas, Mª Pilar Ruiz-Martos, Juan A. López-González, Macarena M. Jurado, Francisca Suárez-Estrella y María J. López. **Págs. 75-78**

20) BIODEGRADABILITY OF FINISHED LEATHER THROUGH ISO 14855-1:2012 AND ISO 20136:2020: A MULTI-FACETED ANALYTICAL APPROACH. Alberto Vico, Marcelo Bertazzo, María I. Maestre-López, Jose Miguel Carot-Sierra, Irene Lifante, Elena Orgilés-Calpena y Guillermo Grindlay. **Págs. 79-82**

21) EFECTO DEL ALMACENAMIENTO EN LA CALIDAD FISICOQUÍMICA, MICROBIOLÓGICA Y ANTIFÚNGICA DEL TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE CAFÉ. López-Gómez A., Rosales-Castro M., Morales-Corts M.R. y Suárez-Fernández M.B. **Págs. 83-86**

22) CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE UN TÉ DE COMPOST DERIVADO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE CAFÉ. López-Gómez A., Rosales-Castro M., Morales-Corts M.R. y Suárez-Fernández M.B. **Págs. 87-90**

23) EVALUACIÓN DE LA ADICIÓN DE BIOPLÁSTICOS DE TPS Y PBAT EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE FORSU Y PODA A ESCALA DE LABORATORIO. Alejandro Alejos-Campo, Giovanni Gadaleta, Oscar Andreu, Luis Roca-Perez. **Págs. 91-94**

SESIÓN 3. GESTIÓN DE OLORES, EMISIONES Y CONTAMINANTES EMERGENTES.

24) EFECTO DEL BIOCARBÓN EN LAS EMISIONES GASEOSAS DEL COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL: COMPARACIÓN ENTRE FORM DE RECOGIDA SELECTIVA Y DIGESTATO DE FORM. Elena Olivera-Begué, Daniel González y Antoni Sánchez. **Págs. 96-99**

25) BIOPROSPECCIÓN DE MICROORGANISMOS DEL COMPOST DE RESTOS VEGETALES CON POTENCIAL PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE PFAS. María Pilar Ruiz-Martos, María J. Estrella-González, Ana J. Toribio, Martín Segado-Pérez, Jesús Salinas, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Francisca Suárez-Estrella y María J. López. **Págs. 100-103**

26) MODULACIÓN DE LA MICROBIOTA AUTÓCTONA COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE PURINES. Jesús Salinas, Raúl Jiménez, Martín Segado-Pérez, María R. Martínez-Gallardo, Ana J. Toribio, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, Alejandro Molina-Miras, Juana I. Contreras, María L. Segura, Francisca Suárez-Estrella y María J. López. **Págs. 104-107**

27) EVALUACIÓN DE INOCULANTES MICROBIANOS AUTÓCTONOS PARA LA ESTABILIZACIÓN DEL NITRÓGENO EN PURINES. Raúl Jiménez, Jesús Salinas, Macarena M. Jurado, Juan A. López-González, María José Estrella-González, María Rosa Martínez-Gallardo, Ana J. Toribio-Gallardo, Alejandro Molina-Miras, Juana I. Contreras, María L. Segura, Francisca Suárez-Estrella y María J. López. **Págs. 108-111**

28) LIMITACIONES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO CONVENCIONAL EN LA ELIMINACIÓN DE ANTIBIÓTICOS Y PFAS EN EDARS ANDALUZAS. Jaime Villaverde, Marina Rubio-Bellido, Rafael López y Fernando Madrid. **Págs. 112-115**

29) HERRAMIENTAS BIOTECNOLÓGICAS Y QUÍMICAS EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS: EL PROYECTO COMPOST+. C. Álvarez-Alonso, J. A. Sáez-Tovar, S. Sánchez-Méndez, F. J. Andreu-Rodriguez, L. Orden, N. Manrique-Córdoba, G. Gadaleta, G. Clemente Polo, J. García Cano, A. Sánchez Jiménez, M. Ruiz Platón, M. A. Bustamante y R. Moral. **Págs. 116-119**

30) REVOLUCIÓN EN LAS GRANJAS: LA TECNOLOGÍA QUE CAPTURA EL AMONIACO Y LO TRANSFORMA EN FERTILIZANTE GRACIAS AL PROYECTO LIFE GREEN AMMONIA. María Cruz García-González, Paula Calvo de Diego, Ernesto Gómez Sobrino, Elisa Herrero de San Luis, Mercedes Sánchez Báscones y Beatriz Molinuevo Salces. **Págs. 120-123**

31) EFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR EN EL COMPOSTAJE DE ALPERUJO: RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS E IMPLICACIONES EN LA EMISIÓN DE COMPUESTOS OLOROSOS. Ángel Carrascosa-Robles, Miguel García-Rollán, Manuel Toledo, Mª Carmen Gutiérrez, Margarita Ros, José A. Pascual y Mª Ángeles Martín. **Págs. 124-127**

32) INFLUENCIA DEL ALMACENAMIENTO DEL ALPERUJO EN LA DINÁMICA MICROBIANA/BACTERIANA DURANTE EL COMPOSTAJE. M. Ángeles Martín, Francisco J. Ruiz-Castilla, Marina Barbudo-Lunar, M. Carmen Gutiérrez, Carmen Michán y José Alhama. **Págs. 128-131**

SESIÓN 4. APLICACIONES AGRONÓMICAS Y AMBIENTALES E INTEGRACIÓN AGROECOLÓGICA Y REGENERATIVA DE COMPOST, DIGESTATOS Y PRODUCTOS DERIVADOS.

33) USO DE COMPOST DE *R.OKAMURAE* COMO SUSTRATO PARA SEMILLERO HORTÍCOLA. Antonio Acosta Vázquez, Amelia Correa Bustos, María del Carmen Salas Sanjuan y María Luz Segura Pérez. **Págs. 133-136**

34) EFECTO DE EXTRACTOS DE COMPOST DE RESIDUOS HORTÍCOLAS EN *CUCUMIS SATIVUS*: ANÁLISIS DEL METATAXOMA RIZOSFÉRICO. María J. Estrella-González, Anabel Miñarro-Padilla, Sofia Duarte-Coimbra, Daniel Lorente-Escánez, Macarena del Mar Jurado, Juan Antonio López-González, Francisca Suárez-Estrella, Lucía Pérez-Pardal, Albano Beja-Pereira y María J. López. **Págs. 137-140**

35) ACCIÓN PRE- Y PROBIÓTICA MEDIADA POR EXTRACTOS DE COMPOST PARA LA MEJORA DE LA SALUD VEGETAL. Anabel Miñarro-Padilla, Ana J. Toribio, Macarena M. Jurado, María J. Estrella-González, Juan A. López-González, Francisca Suárez-Estrella, Daniel Lorente-Escánez y María J. López. **Págs. 141-144**

36) EL COMPOST DE PURIN DE CERDO, UN SUSTRATO ALTERNATIVO A LA TURBA EN SEMILLERO HORTICOLA. Juana Isabel Contreras París, Antonio Acosta Vázquez, Alejandro Molina Miras, Amelia Correa Bustos y María Luz Segura Pérez. **Págs. 145-148**

37) AROMATERAPIA VEGETAL BASADA EN EL USO DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES MICROBIANOS PRESENTES EN EXTRACTOS DE COMPOST. Macarena M. Jurado, Anabel Miñarro-Padilla, Ana J. Toribio, Francisca Suárez-Estrella, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, María R. Martínez-Gallardo, Daniel Lorente-Escánez y María J. López. **Págs. 149-152**

38) RESPUESTAS A LARGO PLAZO DEL CARBONO DEL SUELO Y DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS A LA FERTILIZACIÓN CON COMPOST Y BIOCHAR EN AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS BAJO UN ESCENARIO SIMULADO DE CAMBIO CLIMÁTICO. María José Carpio, Laura Lozano de Sosa, Olivier Mathieu, José Mariano Igual, María Teresa Domínguez, Juan Carlos García-Gil, César Plaza y Marco Panettieri. **Págs. 153-156**

39) CUANTIFICACIÓN DE MICRO- Y NANOPLÁSTICOS EN LA FINCA EXPERIMENTAL LA POVEDA TRAS 10 AÑOS DE APLICACIÓN DE COMPOST DE RSU. Victoria Hernández López, Nazaret Ocaña de Nova, Miguel Izquierdo Díaz, Medina Veliu, Denis Courtier Murias, Olivier Mathieu, Mathieu Thevenot, Joeri Kaal y Marco Panettieri. **Págs. 157-160**

40) ELABORACIÓN DE COMPOST FUNCIONALES MEDIANTE LA INOCULACIÓN CON MICROORGANISMOS PROBIÓTICOS DE ORIGEN ENDÓFITO. Francisca Suárez Estrella, Raúl Jiménez, Daniel Lorente-Escánez, A. Miñarro, A. Toribio, M. Jurado, J.A.

López-González, M.R. Martínez-Gallardo, M.J. Estrella-González, R. Moral y M.J. López. **Págs. 161-164**

41) EVALUACIÓN DE LA CALIDAD COMO ENMIENDA DEL SUELO DE ALPERUJO REVALORIZADO MEDIANTE DIGESTIÓN ANAERÓBICA O MEDIANTE BIOCONVERSIÓN CON MOSCA SOLDADO NEGRA (*HERMETIA ILLUCENS*). Javier Hidalgo-Castellanos, Concepción Cervera Téllez, Antonio Dolce, Gabriel Delgado Calvo-Flores y Jesús Dionisio Fernández Bayo. **Págs. 165-168**

42) BIOPROSPECCIÓN DE MICROORGANISMOS PRESENTES EN COMPOST DE RESIDUOS HORTÍCOLAS PARA LA OBTENCIÓN DE UN FORMULADO FITOESTIMULANTE. López-González J.A., Jurado M.M., Martínez-Gallardo M.R., Lorente-Escánez D., Estrella-González M.J., Suárez-Estrella F., Toribio A.J. Gómez J.M. y López M.J. **Págs. 169-172**

43) ESTRATEGIAS DE FORMULACIÓN DE EXTRACTOS BIÓTICOS DE COMPOST PARA LA PROMOCIÓN DEL CRECIMIENTO VEGETAL Y EL ENRIQUECIMIENTO DE LA MICROBIOTA ASOCIADA. Daniel Lorente-Escánez, Francisca Suárez-Estrella, Macarena M. Jurado, Ana J.Toribio, Juan A. López-González, María J. Estrella-González, Raúl Jiménez, Anabel Miñarri-Padilla, José A. Sáez, Raúl Moral y María J. López. **Págs. 173-176**

44) IDENTIFICACIÓN DE PARÁMETROS AGRONÓMICOS IMPLICADOS EN EL RENDIMIENTO DE BIOBATERÍAS (MICROBIAL FUEL CELLS – MFCS) ELABORADAS CON SUSTRATOS. Marga López, Enzo Casanovas, Ignacio Moro y Naroa Uría. **Págs. 177-180**

45) APROVECHAMIENTO DE PURIN PORCINO MICROFILTRADO Y OZONIZADO PARA EL CULTIVO DE LECHUGA MEDIANTE AEROPONÍA. Marga López, Marta Musté, Xavier Parra, Abril Llorà, Ramon Vidiella, Roger Acín, Elsa Pérez y Andreu Català. **Págs. 181-184**

46) COMPOST Y DOLOMITA MEJORAN LAS CONDICIONES DEL SUELO Y REDUCEN SIGNIFICATIVAMENTE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD CAUSADAS POR RESIDUOS MINEROS SOBRE *ALLIUM CEPA*. Brian Jonathan Young, Martina Dours, Tomás Agustín Rearte, Romina Ingrid Romaniuk, Gonzalo Roqueiro y Pedro Federico Rizzo. **Págs. 185-188**

47) DELISOIL: RENDIMIENTO AGRONÓMICO DE MEJORADORES DE LA SALUD DEL SUELO DERIVADOS DE SUBPRODUCTOS ALIMENTARIOS EN UN LIVING LAB CATALÁN. Zbigniew Emil Blesa Marco, Yasmina Chourak, Enric Garcia-Muchart, Rosa Vilaplana, Pedro Federico Rizzo y Laia Llenas Argelaguet. **Págs. 189-192**

48) EMISIONES DE N_2O Y CO_2 Y RESPUESTA BIOGEOQUÍMICA DE UN SUELO TRAS LA APLICACIÓN DE DIGESTATOS DE ORIGEN VEGETAL. Evangelina Pareja-Sánchez, Roberto García-Ruiz, Joyce Solórzano, Ana Isabel Palma-Toro y Beatriz Gómez-Muñoz. **Págs. 193-196**

49) DISIPACIÓN DE RIMSULFURON BAJO DIFERENTES PRÁCTICAS SOSTENIBLES DE MANEJO DEL SUELO EN CAMPO. Noelia Delgado-Pallares, M. Sonia Rodríguez-Cruz y Jesús M. Marín-Benito. **Págs. 197-200**

50) EFECTO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DERIVADAS DEL OLIVAR Y CUBIERTAS VEGETALES SOBRE LA FERTILIDAD DEL SUELO EN OLIVAR ECOLÓGICO. Beatriz Gómez-Muñoz, Joyce Melanie Solórzano Moreira, Ana Isabel Palma Toro y Emilio Benítez León. **Págs. 201-204**

51) USO DE COMPOST Y SUS EXTRACTOS DEL MODELO AGROCOMPOSTAJE EN UN CULTIVO HORTÍCOLA: EFECTOS SOBRE LA PLANTA Y EL SUELO. Natalia Manrique, Borja Ferrández-Gómez, Encarnación Martínez-Sabater, Fco. Javier Andreu, Juan Martínez-Tomé, Silvia Sánchez-Méndez, Luciano Orden, Antonio Sánchez, Mar Cerdán, Cristina Álvarez-Alonso, Mª Dolores Pérez-Murcia, Raúl Moral y Mª Ángeles Bustamante. **Págs. 205-208**

52) ESTRATEGIAS AVANZADAS PARA EL COMPOSTAJE DE PODA DE ALMENDRO: COMPOSTAJE DE PRECISIÓN *IN SITU*. Silvia Sánchez-Méndez, Ana García-Rández, José Antonio Saéz Tovar, Luciano Odren, Encarnación Martínez-Sabater, Cristina Álvarez-Alonso, Natalia Manrique, Mª Ángeles Bustamante Muñoz, Fco. Javier Andreu-Rodríguez y Raúl Moral. **Págs. 209-212**

53) ENMIENDAS ORGÁNICAS Y PRÁCTICAS AGRÍCOLAS DE CONSERVACIÓN: IMPACTO EN LA DISIPACIÓN DEL HERBICIDA DIMETHENAMID-P. Noelia Delgado-Pallares, M. Sonia Rodríguez-Cruz y Jesús M. Marín-Benito. **Págs. 213-216**

54) EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE RETENCIÓN HÍDRICA EN SUELOS ENMENDADOS: IMPACTO DEL TIPO Y DOSIS DE ENMIENDA ORGÁNICA. Natalia Manrique, Encarnación Martínez-Sabater, Enrique Agulló, M. Ángeles Bustamante, Xavier Barber, Javier Martín-Pozuelo, Silvia Sánchez-Méndez, José A. Sáez-Tovar, Luciano Orden, Cristina Álvarez-Alonso, F. Javier Andreu, Frutos Marhuenda-Egea, M. Dolores Pérez-Murcia y Raúl Moral. **Págs. 217-220**

55) VALORIZACIÓN DE ALPERUJO, RESIDUOS URBANOS Y LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE COMPOSTAJE: EFECTOS EN LA DINÁMICA DEL FÓSFORO Y EL CRECIMIENTO DE TRIGO EN SUELOS CALCÁREOS. M. Ángeles Martín, Sana Boubehziz, Lucía Guerrero-Gallardo, M. Carmen Gutiérrez y Antonio R. Sánchez-Rodríguez. **Págs. 221-224**

56) VALIDACIÓN AGRONÓMICA DEL USO DE BIO-FERTILIZACIÓN EN CULTIVOS INTENSIVOS DE BRÓCOLI BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE IRRIGACIÓN. Silvia Sánchez-Méndez, Javier Andreu-Rodríguez, José A. Saéz-Tovar, Luciano Orden, Encarnación Martínez-Sabater, Cristina Álvarez-Alonso, Natalia Manrique-Córdoba, Víctor Sala, Mª Ángeles Bustamante-Muñoz, Juan Martínez-Tomé, Mª Dolores Pérez-Murcia y Raúl Moral. **Págs. 225-228**

57) HIDROCHAR Y FRASS DE INSECTO COMO ADITIVOS EN BIOFERTILIZANTES ORGANOMINERALES: CASO DE ESTUDIO EN UN CULTIVO CONTROLADO DE

LACTUCA SATIVA L. VAR BABY LEAF. Silvia Sánchez-Méndez, Javier Andreu-Rodríguez, José A. Saéz-Tovar, Luciano Orden, Encarnación Martínez-Sabater, Cristina Álvarez-Alonso, Mª Ángeles Bustamante-Muñoz, Juan Martínez-Tomé, Lucas da Silva Alves, Mª Dolores Pérez-Murcia y Raúl Moral. **Págs. 229-232**

58) ENSAYO DE APLICACIÓN DE FERTILIZACIÓN INORGÁNICA Y COMPOST DE ESTIÉRCOL VACUNO EN CULTIVO DE LECHUGA. Rosa Rubio, Aurelia Pérez Espinosa, Encarnación Martínez-Sabater, Luciano Orden, Francisco Javier Andreu-Rodríguez, José Antonio Sáez-Tovar y Raúl Moral. **Págs. 233-236**

59) CARACTERIZACIÓN AVANZADA DE BIOCHAR PRODUCIDOS A PARTIR DE MATERIAS PRIMAS ORGÁNICAS DIFERENTES Y SUS POSIBLES APLICACIONES. Frutos C. Marhuenda-Egea, Luciano Orden, Cristina Álvarez, Silvia Sánchez-Méndez, Natalia Manrique-Córdoba, Wei Peng, Fan Lü, He Pinjing, José A. Sáez-Tovar, Encarnación Martínez Sabater y Raúl Moral. **Págs. 237-240**

60) EFECTO DEL COMPOST Y VERMICOMPOST COMO FUENTES DE NUTRIENTES Y BIOESTIMULANTES PARA LA RESILIENCIA DEL CULTIVO DE TRIGO (*TRITICUM AESTIVUM* L.) BAJO DISTINTAS CONDICIONES HÍDRICAS. Teresa Crespo, M. Remedios Morales Corts y Ana Isabel González Hernández. **Págs. 241-244**

61) UN MODELO ESCALABLE DE BIOECONOMÍA CIRCULAR: VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE PODA Y JARDINERÍA PARA AUMENTAR LA CALIDAD Y LA RESILIENCIA DEL SUELO EN UN HUERTO HORTÍCOLA URBANO. Ana Isabel González-Hernández, Miguel González García, M. Ángeles Gómez-Sánchez, Rodrigo Pérez-Sánchez, Abel Barrios Casado y M. Remedios Morales Corts. **Págs. 245-248**

62) INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE COMPOST-TÉ DE COMPOST Y ASTILLAS DE RESIDUOS DE JARDINERÍA EN HUERTOS ECOLÓGICOS URBANOS. Pilar Benito-Verdugo, Ana Isabel González-Hernández, Javier Plaza, María Ángeles Gómez-Sánchez, Rodrigo Pérez-Sánchez y María Remedios Morales-Corts. **Págs. 249-252**

63) EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN ORGÁNICA Y EL RIEGO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN UN OLIVAR SUPERINTENSIVO MEDITERRÁNEO. Laura L. de Sosa, Paula Madejón, Alfonso Moriana, Marta Sánchez-Piñero y Engracia Madejón. **Págs. 253-256**

64) INFLUENCIA DE LAS CUBIERTAS VEGETALES EN LA DINÁMICA DEL COMPOST Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO EN SISTEMAS ECOLÓGICOS MEDITERRÁNEOS. Laura Lozano de Sosa, Carmen Navarro Fernández, Paula Madejón y Engracia Madejón. **Págs. 257-260**

65) DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO Y MICORRIZACIÓN EN ROTACIONES DE SECANO: EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN MINERAL Y ORGÁNICA. José Antonio Mediano-Guisado, Paula Madejón, Carmen María Navarro-Fernández, Elena Fernández-Boy, María Teresa Domínguez y Engracia Madejón. **Págs. 261-264**

66) COMPOST PARA LA RECUPERACIÓN ASISTIDA DE ESCOMBRERAS MINERAS. Carmen M. Navarro-Fernández, Laura L. de Sosa, Engracia Madejón, Lisa Ciadamidaro, Yoann Boisson y Paula Madejón. **Págs. 265-268**

67) EVALUACIÓN DE LA EFICACIA AGRONÓMICA DE DIGESTATO DERIVADO DE DEYECCIONES GANADERAS EN CULTIVOS EXTENSIVOS DE LA CUENCA DEL DUERO. Rodrigo Pérez-Sánchez, Ana Isabel González-Hernández, Javier Plaza-Martín, María Remedios Morales-Corts y María Ángeles Gómez-Sánchez. **Págs. 269-272**

68) POTENCIAL COMO FERTILIZANTE DE FÓSFORO DE LAS CENIZAS DE COMBUSTIÓN DE DEYECCIONES GENERADAS EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS. María Pilar Bernal, Paula Bernal-Molina, Alicia Fernández-Guerrero, María José Álvarez-Robles y Rafael Clemente. **Págs. 273-276**

69) FERTILIZANTES BIOBASADOS A PARTIR DE RESIDUOS ORGÁNICOS: FUNCIONAMIENTO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA-RIZOSFERA. Ana A. Robles-Aguilar, Berta Singla y Rosa Villaplana. **Págs. 277-280**

70) USO DE COMPOST PARA PROTECCIÓN Y MEJORA DE LA SALUD DE SUELOS URBANOS. Remigio Paradelo Núñez, Bianca Rompato y María Gómez Brandón. **Págs. 281-284**

71) USO DEL COMPOST EN LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS MEDIANTE BIOPILAS AIREADAS. Sandra Curiel Alegre, Aqib Hassan Ali Khan, Blanca Velasco-Arroyo, Laura Carrera, Marta Martín, David Durán, Blanca Juez, Rocío Barros y Carlos Rad. **Págs. 285-288**

SESIÓN 5. GESTIÓN URBANA DE BIORRESIDUOS Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA.

72) COMPOSTAJE COMUNITARIO EN HORTALEZA: DE UN ÉXITO SOCIAL Y MEDIOAMBIENTAL A UN FRACASO POLÍTICO Y BUROCRÁTICO. Marco Panettieri, Mar Sánchez Casamayor, Javier Pino Ruíz, Irene María del Pozo Gómez, Silvia Cenzano Gutiérrez, Cristina Regueira Molina e Íñigo Vitón. **Págs. 290-293**

73) DIAGNÓSTICO TÉCNICO-OPERATIVO Y CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL COMPOST EN UN SISTEMA DE COMPOSTAJE COMUNITARIO EN CATALUÑA. Zoe Palmes Flitt, Angélica Oviedo Ospina, Pedro Federico Rizzo y Laura Mejias. **Págs. 294-297**

74) GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS MEDIANTE LA PRODUCCIÓN DE COMPOST EN UN LOCAL GASTRONÓMICO, UBICADO EN UNA ZONA RURAL DE MAIPÚ, MENDOZA. María Milagros Alcázar Ferrari, Mariano Iván Funes Pinter, Pedro Federico Rizzo, Ana Belén Benítez Téllez y Zoe Palmes Flitt. **Págs. 298-301**

75) ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA DEL PROYECTO RECICOMP-HUERTOS (FECYT 22-18403). Rafael López Núñez, Paula Madejón Rodríguez, Cristina García de Arboleya Cañas, Patricia Reyes Puente de los Santos, Adela Mª Moreno López, Juan Santiago Cara García, Eduardo Gutiérrez González, Juan Carlos Ortiz Ruiz, Guillermo Martínez Siljestrom y Sabina Rossini Oliva. **Págs. 302-305**

76) COMPOSTAJE COMUNITARIO EN ENTORNO UNIVERSITARIO: IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN ENSAYO PILOTO EN LA UNIVERSITAT DE VALÈNCIA. Alejandro Alejos-Campo, Oscar Andreu, Rafael Boluda, Antoni Merelles y Luis Roca-Perez. **Págs. 306-309**

77) DE RESIDUO A RECURSO: EJEMPLO DE GESTIÓN DESCENTRALIZADA DE BIORRESIDUOS EN EL MUNICIPIO DE CARRÍCOLA (COMUNIDAD VALENCIANA). Cristina Álvarez-Alonso, Mª Ángeles Bustamante, Natalia Manrique-Córdoba, Ana Garcia-Rández, Mª Dolores Pérez-Murcia, Encarnación Martinez-Sabater, Maite Chafer y Raúl Moral. **Págs. 310-313**

78) EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN VALDIVIA (CHILE) Y MODELACIÓN DE ESCENARIOS PROSPECTIVOS DE VALORIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA MEDIANTE WABI. Raúl Moldenhauer Ortega y Concepción Paredes. **Págs. 314-317**

79) ANALIZANDO LA MESOFAUNA DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS: RESULTADOS PRELIMINARES DEL PROYECTO DE CIENCIA CIUDANA BICHOCOMPO. Germán Tortosa Muñoz, Rubén Rodríguez Ramírez, Ignacio Huelves Baeuerle, Gael Núñez Jato, Raquel Egea García, Judit Villén Iglesias, Sonia Giménez Calleja, Morena Daniela La Ferla, Emilio Benítez León, María Luisa Fernández Sierra, Manuel Espinosa Urgel, María J. Delgado Igeño, Ignazio Irigoien Iriarte, Carlos Jiménez

Martínez, Mario Porcel Vílchez, Salustiano Mato de la Iglesia, Rafael López Núñez y Beatriz Martín Castro. **Págs. 318-321**

80) GESTIÓN COMUNITARIA DE RESTOS VEGETALES MEDIANTE COMPOSTAJE EN LA PROVINCIA DE SORIA: EDUCACIÓN AMBIENTAL Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA COMO HERRAMIENTAS CLAVE. Elisa Herrero-de San Luis, Mari Cruz García-González, Paula Calvo-de Diego, Laura Buzón-Durán, Ernesto Gómez-Sobrino, Beatriz Molinuevo-Salces y Mercedes Sánchez-Báscones. **Págs. 322-325**

81) EVALUACIÓN TECNOECONÓMICA DEL COMPOSTAJE COMUNITARIO DESCENTRALIZADO PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA MUNICIPAL. Angélica Oviedo, Mabel Mora, Sergio Ponsa y Joan Colón. **Págs. 326-329**

82) DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE UN SISTEMA DE RECOLECCIÓN Y COMPOSTAJE COMUNITARIO DE BIORRESIDUOS CON INCLUSIÓN SOCIAL EN MONTEVIDEO. Mauricio Passeggi, Josefina Delgado, Mariana Bentancur, Santiago Bianchi, Gabriella Jorge, Ramiro Arana, Mariana Sanguinetti, Camilo Matonte y Gerardo Sarachu. **Págs. 330-333**

SESIÓN 6. ECONOMÍA CIRCULAR, VALORACIÓN INNOVADORA DE RESIDUOS Y NUEVAS FUENTES DE MATERIA PRIMA.

83) RECUPERACIÓN INTENSIFICADA DE FÓSFORO MEDIANTE EXTRACCIÓN ÁCIDA Y CRISTALIZACIÓN DE ESTRUVITA EN UNA PLANTA PILOTO EN LA EDAR DE CASTELLÓN. Ernesto José Santateresa Forcada, Javier Eduardo Sánchez Ramírez, Juan Aviñó Calero, Raul Moral Herrero, Encarnación Martínez Sabater, Lucía Valverde Vozmediano, José Sáez Tovar, Luciano Orden Pilchik, Esther Molina Peñate, Antoni Sánchez Ferrer, Marga López Martínez, Víctor Riu Arenas, Guillermo Pardo Nieva, Jordi Izquierdo Figarola, Elena Zuriaga Agustí, Ines Beltran Pitarch y Cristobal Badenes Catalán. **Págs. 335-338**

84) INNOVACIONES EN EL CO-COMPOSTAJE DE BIOMASA *RUGULOPTERYX OKAMURAE* PARA LA OBTENCIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DE ALTO VALOR AGRONÓMICO. Amelia Correa Bustos, Antonio Acosta Vázquez, María del Carmen Gil Rosales, María del Carmen Salas Sanjuan y María Luz Segura Pérez. **Págs. 339-342**

85) COMPOSTAJE DE LA FASE SÓLIDA DEL PURÍN PORCINO COMO ESTRATEGIA SOSTENIBLE PARA LA OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS. Juana Isabel Contreras París, Alejandro Molina Miras, Antonio Acosta Vázquez, María del Carmen Gil Rosales, Jesús Salinas Nieto y María Luz Segura Pérez. **Págs. 343-346**

86) VIABILIDAD TÉCNICA Y ECONÓMICA DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS RECALCITRANTES PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA DEL ACEITE DE OLIVA PARA LA PRODUCCIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y BIOFERTILIZANTES. Luis Manuel Torres Ginés, Frutos C. Marhuenda Egea, Francisco Javier Andreu Rodríguez, Raúl Moral Herrero y Germán Tortosa Muñoz. **Págs. 347-350**

87) COMPARATIVA DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA TRAS EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DEL OLIVAR CON LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA, CON COMPOSTAJE O CON VERMICOMPOSTAJE. Beatriz Moreno Sánchez, Javier Hidalgo Castellanos, Ana Isabel Palma Toro, Antonio Rodríguez García, Rogelio Nogales y Jesús Dionisio Fernández Bayo. **Págs. 351-354**

88) DESARROLLO Y VALIDACION DE FERTILIZANTES ORGANO-MINERALES PELLETIZADOS BASADOS EN FRASS DE INSECTO (*TENEBRIO MOLLITOR* Y *HERMETIA ILLUCENS*). José A. Sáez, Catarina Esteves, María Ángeles Bustamante, Encarnación Martínez Sabater, Luciano Orden, María Dolores Pérez-Murcia1, David Fangueiro y Raúl Moral. **Págs. 355-358**

89) PEATLESS: DISEÑO DE TIERRAS DE COBERTURA ALTERNATIVAS PARA EL CULTIVO DE *AGARICUS BISPORUS*. Emilio Rascón Pérez, María Luisa Tello Martín y Margarita Pérez Clavijo. **Págs. 359-362**

90) ASCA: ALTERNATIVAS SOSTENIBLES AL COMPOSTAJE DE SUSTRATOS PARA EL CULTIVO DE *AGARICUS BISPORUS*. Emilio Rascón Pérez, María Luisa Tello Martín y Margarita Pérez Clavijo. **Págs. 363-366**

91) COMPOSTAJE EN ORIGEN EN EL ENTORNO ACADÉMICO. HERRAMIENTA DE GESTIÓN DE RESIDUOS E INCORPORACIÓN A LA DOCENCIA DE LOS ESTUDIOS DE GRADO. Gerard Moliner, Pedro Martín y Marga López. **Págs. 367-370**

92) EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE DE LODOS Y ARENAS DE DEPURACIÓN: VIABILIDAD, CALIDAD AGRONÓMICA Y SEGURIDAD AMBIENTAL. Remedios Albiach, Pedro Rojo, Gloria Fayos, Vicente Fajardo y Isabel Castro. **Págs. 371-374**

93) FERTILIZANTES ÓRGANO-MINERALES CON FRASS DE INSECTOS: EFECTOS SOBRE EL RENDIMIENTO Y LA EFICIENCIA DE NUTRIENTES EN COL. Cristina Álvarez-Alonso, José A. Sáez, Enrique Agulló, Encarnación Martínez Sabater, Luciano Orden, María Dolores Pérez-Murcia y Raúl Moral. **Págs. 375-378**

94) VALORIZACIÓN DE SUBPRODUCTOS AGRÍCOLAS PARA UNA ALIMENTACIÓN ANIMAL MÁS EFICIENTE DENTRO DEL CONTEXTO DE BIOECONOMÍA CIRCULAR. Jordi Llimós Turet y Ana Belén Benítez Téllez. **Págs. 379-382**

95) CULTIVO DE MICROALGAS EN EFLUENTES PORCINOS PARA SU USO EN HIDROPONÍA. Laura Escudero-Campos, Francisco José San José, María Pino Álvarez-Castellanos, Raúl Muñoz, Diego Prieto-Herráez y Berta Riaño. **Págs. 383-386**

96) EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO: RESULTADOS DEL PROYECTO NEOCOMP. Cristina Álvarez-Alonso, Mª Dolores Pérez-Murcia, Natalia Manrique, Ignacio Irigoien, Marga López, Isabel Nogués, Silvia Sánchez-Méndez, Fco. Javier Andreu, Encarnación Martínez-Sabater, José Antonio Sáez, Concepción Paredes, Aurelia Pérez-Espinosa, Enrique Agulló, Luciano Orden, Raúl Moral y Mª Ángeles Bustamante. **Págs. 387-390**

97) INFLUENCIA DE FUENTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO SOBRE LA PRODUCCIÓN DE LECHUGA Y VARIABLES DEL SUELO EN DISTINTOS ESCENARIOS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS. Lucía Valverde Vozmediano, M. Ángeles Bustamante, Encarnación Martínez-Sabater, Enrique Agulló, Silvia Sánchez-Méndez, Luciano Orden, Cristina Álvarez-Alonso, José A. Sáez-Tovar, F. Javier Andreu, M. Dolores Pérez-Murcia y Raúl Moral. **Págs. 391-394**

98) EVALUACIÓN DEL SUSTRATO AGOTADO DE CHAMPIÑON PELETIZADO COMO BIOFERTILIZANTE PARA EL CULTIVO DE LECHUGA EN MACETAS. Ana Carolina Sateles Oliveira, Lucas da Silva Alves, Luciano Orden, Adriano Taffarel Camargo de Paula, Asser Botelho Santana, Raul Moral Herrero y Diego Cunha Zied. **Págs. 395-398**

99) DEL RESIDUO AVÍCOLA AL FERTILIZANTE COMERCIAL: RESULTADOS PRELIMINARES DEL ANÁLISIS TÉCNICO Y ECONÓMICO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE. Mario Gómez Murcia, Agustín Lasserrot Cuadrado, Eulogio J. Bedmar Gómez, Samir Sayadi Gmada, Emilio Martín Expósito, María del Carmen García García y Germán Tortosa Muñoz. **Págs. 399-402**

100) COMPOSTAJE DE SUBPRODUCTOS VITIVINÍCOLAS DEL MARCO DE JEREZ COMO HERRAMIENTA DE REGENERACIÓN DE SUELOS DE VIÑEDO EN UN

CONTEXTO DE ECONOMÍA CIRCULAR. Joaquina M. García-Martín, José L. García-Morales, Francesca Guzzo, Ana M. Simonet Morales, Ramón Casimiro-Soriguer Camacho, Luis A. Fdez-Güelfo y Raúl Ochoa-Hueso. **Págs. 403-406**

101) EVALUACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FORSU SEPARADA EN ORIGEN: HACIA UNA OPTIMIZACIÓN DEL POTENCIAL METANOGÉNICO EN LA TRANSICIÓN AL QUINTO CONTENEDOR. Encarnación Díaz-Domínguez, Raúl Barros, Brígida Rodrigues, Sara Raposo, Nelson Manuel Santos Sousa y José Luís García-Morales. **Págs. 407-410**

102) TRANSFORMACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES EN ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES: EFECTO DEL PH Y ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS. Elisa Herrero-de San Luis, María Cruz García-González, Paula Calvo-de Diego, Laura Buzón-Durán, Mercedes Sánchez-Báscones y Beatriz Molinuevo-Salces. **Págs. 411-414**

103) ESTRATEGIA BIOTECNOLÓGICA PARA LA VALORIZACIÓN DE *RUGULOPTERYX OKAMURAE*: CO-COMPOSTAJE CON RESIDUOS HORTÍCOLAS INOCULADO CON CONSORCIOS MICROBIANOS DEGRADADORES DE COMPUESTOS RECALCITRANTES. Paula Martín Ruiz, María Rosa Martínez Gallardo, Juan Antonio López González, María José Estrella González, Macarena del Mar Jurado, Amelia Correa Bustos, María Luz Segura Pérez, Ismael Hachero y María José López López. **Págs. 415-418**

104) COMPARATIVA DE DIFERENTES SISTEMAS DE COMPOSTAJE PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS GENERADOS EN LA INDUSTRIA DEL JEANS. Irene Gavilanes-Terán, Azucena Ocaña-Coello, Julio Idrovo-Novillo, Cristian Chuquín-Enríquez, Santiago Silva-Flores, Karen Castillo-Gavilema, Steven Ramos-Romero y Concepción Paredes. **Págs. 419-422**

105) APLICACIÓN DEL MATERIAL AND ENERGY FLOW ACCOUNTING (MEFA) A LA VALORIZACIÓN DE RESIDUOS Y SUBPRODUCTOS DEL SECTOR OLEÍCOLA. Pablo Domouso de Agar, Gabriel Beltrán, Rafael Guzmán Bayona y Roberto García Ruiz. **Págs. 423-426**

106) VALORIZACIÓN Y COMPOSTABILIDAD DE LA BIOMASA DE CARDO EN SISTEMAS ABIERTOS DE COMPOSTAJE EN PILA. Lorena Zajara Serrano, Elena Ordiales Rey, Jesús Jiménez Mateo, Juan Ignacio Gutiérrez Cabanillas, Jesús Gil Soto, Antonio Sánchez Sánchez y Luis Manuel Muñoz-Reja Mora. **Págs. 427-430**

107) OPTIMIZACIÓN DEL VERMICOMPOSTAJE DE FORS MEDIANTE INCORPORACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE ALMAZARA Y ADITIVOS ESTIMULANTES. Diego Castellano Sánchez, Marcos Quijada, Álvaro Espuny, Laura Delgado y Germán Tortosa. **Págs. 431-434**

SESIÓN 1

OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE, NUEVAS TECNOLOGÍAS E INTEGRACIÓN EN SISTEMAS DE BIORREFINERÍA

ESTRATEGIAS PARA EL APROVECHAMIENTO DE BAGAZO DE CERVEZA MEDIANTE VERMICOMPOSTAJE.

Fredy A. Torres[1], Silvana Arbeláez[1], M.ª del Valle Palenzuela[1], Eduardo Molina[1], Víctor Ramos[2], Víctor M. Carranco[1], Antonio Rosal[1]

[1]Departamento de Biología molecular e Ingeniería Bioquímica, Universidad Pablo de Olavide, Avenida Rosario Valpuesta, 1 Dos Hermanas, (Sevilla).
[2]Instituto de la Grasa, Centro Superior de Investigaciones Científicas, Avda. Rosario Valpuesta, 1 Dos Hermanas, (Sevilla).

Resumen: En España, se generan, aproximadamente, 800.000 toneladas anuales de bagazo de cerveza (BG), de las cuales, el sector de microcervecerías aporta en torno a 16.000 toneladas anuales (2% en peso de la producción total). Se requieren tecnologías eficientes tanto desde el punto de vista económico como ambiental para su adecuada gestión y valorización y, en ese sentido, el vermicompostaje constituye una ecotecnología interesante. El presente trabajo evalúa este tipo de sistema aplicado a BG, de la microcervecería Guadalquibeer (Valencina de la Concepción, Sevilla), mezclado con paja de trigo (PT) y cama de caballo (CC), dos residuos con una fuente también importante de recursos para los suelos agrícolas deficitarios en materia orgánica y nutrientes. Para ello, se establecieron tres tratamientos por triplicado cada uno, a escala de laboratorio, en reactores de PVC de 44 L. El primer ensayo, exclusivamente, con residuo de BG y dos ensayos con mezclas de BG con PT y con CC, respectivamente, en la proporción másica (4:1) (s.m.h.) en ambos casos. Se inocularon 400 lombrices cliteladas de la especie *Eisenia foetida* y durante el proceso, se monitorizó la humedad, manteniéndose en torno al 85%. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, como pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total Kjeldahl, sólidos volátiles y ratio C/N, además de la biomasa de lombrices y el índice de germinación de semillas. Los resultados indicaron la viabilidad de los tratamientos en las condiciones de operación impuestas, obteniéndose productos que cumplen la legislación para su uso agrícola, lo que confirma el potencial del vermicompostaje como alternativa viable para la valorización conjunta del tipo de residuos estudiados.

Palabras clave: residuo, *Eisenia foetida*, subproducto, enmienda orgánica, valorización

1. Introducción

España se ha consolidado como el segundo mayor productor de cerveza de la Unión Europea, con una producción superior a 41 millones de hectolitros anuales, solo por detrás de Alemania (MAPA, 2026). Además del producto principal, la elaboración de cerveza genera cantidades significativas de subproductos orgánicos, siendo el bagazo de cerveza el residuo sólido más abundante. Se estima que este material representa aproximadamente el 85% de los subproductos generados durante el proceso productivo y que se producen alrededor de 20 kg de bagazo húmedo por cada 100 L de cerveza elaborada. El creciente desarrollo del sector cervecero, junto con la expansión de las microcervecerías y la cerveza artesana en España, ha incrementado la disponibilidad de este subproducto, cuya gestión constituye un reto ambiental y económico. Tradicionalmente, el bagazo ha sido destinado a alimentación animal; sin embargo, su elevada generación estacional, su contenido de humedad y los costes asociados a su transporte y conservación limitan en ocasiones esta aplicación (Mussatto, 2014).

Desde una perspectiva de economía circular, el bagazo de cerveza es una materia prima secundaria de alto valor por su contenido en materia orgánica, fibra, proteínas y compuestos bioactivos. Estas características favorecen su valorización en aplicaciones alimentarias, agronómicas, energéticas y biotecnológicas, como ingrediente funcional, sustrato fermentativo, materia prima para bioproductos y recurso para la producción de compost y otras enmiendas orgánicas. (Chetrariu y Dabija, 2020).

El presente estudio tuvo como objetivo analizar la influencia de la adición de agente estructurante en el vermicompostaje de bagazo cervecero, mediante la comparación de tres tratamientos (bagazo puro y mezcla bagazo: paja de trigo, y bagazo: cama de caballo 4:1 p/p, respectivamente). Para ello, se evaluó la evolución de los parámetros fisicoquímicos y la calidad agronómica de los productos finales con objeto de determinar su potencial como enmienda orgánica para la valorización de residuos agroindustriales en el contexto de la economía circular.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se realizó en el sótano del Área de Ingeniería Química de la Facultad de Ciencias Experimentales de la Universidad Pablo de Olavide, Dos Hermanas (Sevilla), donde se tomaron residuos de bagazo de cerveza (BG) procedente de la microcervecera Guadalquibeer (Valencina de la Concepción, Sevilla), cama de caballo (CC) procedente del Hipódromo de Dos Hermanas (Sevilla) y residuo de paja de trigo (PT) procedente de una granja local situada en Dos Hermanas (Sevilla). Las características de los residuos de partida fueron las siguientes: pH= 4,7, CE= 0,9dSm^{-1} %MO=95%, %NTK= 2,8%, CO= 55% para el bagazo, pH=7,4, CE=1,5 dSm^{-1}, %MO=86%, %NTK=1,1% y %CO= 50% para la cama de caballo y pH=6,6, CE=3,3 dSm^{-1}, %MO=87%, %NTK= 0,8 y %CO= 50% para la paja de trigo. Con estos residuos se desarrollaron tres procesos de vermicompostaje: V1 el primer ensayo 100% bagazo (BG), V2, bagazo y cama de caballo y V3 bagazo y paja de trigo ambos procesos en proporción 4:1 (s.m.h.). Todos los procesos se estudiaron por triplicado en cajas de PVC de 44 litros cada una perforadas en los laterales para favorecer el intercambio gaseoso y en el fondo para la eliminación del exceso de lixiviados. En cada una de las cajas se aportaron 2 kg de bagazo y de las mezclas mencionadas, bagazo con cama de caballo o paja de trigo. Se realizó un precompostaje previo en las cajas de 3 semanas de duración. Una vez trascurrido este tiempo se inocularon 400 lombrices adultas (clitelo desarrollado) de la especie *Eisenia foetida* (Savigny, 1826), procedentes del propio pie de cría del laboratorio de Ingeniería Química. Al inicio del proceso de vermicompostaje los lechos fueron regados hasta alcanzar una humedad de un 85%. La frecuencia de aireación (manual) y humectación fue de tres veces por semana para lograr mantener la temperatura interna de cada lecho por debajo de los 35°C y porcentajes de humedad en torno al 85%, considerándose óptimos para el proceso. Los procesos tuvieron una duración de 120 días, realizándose 5 muestreos a lo largo de todos los procesos, mediante el método de cuarteo. En los materiales iniciales y en las muestras obtenidas durante el proceso de vermicompostaje, así como a los productos elaborados se les determinó pH, CE, mediante extracto acuoso con una relación 1:25 y 1:5 respectivamente, tras centrifugación a 3000rpm durante 20 minutos. El contenido de materia orgánica (%MO) se determinó por calcinación a 550 °C durante 4 h en horno mufla, mientras que el nitrógeno total Kjeldahl (%NTK) se cuantificó mediante una variante del método de Kjeldahl. La biomasa de lombrices se evaluó mediante el recuento y la pesada de los individuos. La fitotoxicidad se determinó mediante el índice de germinación, según la metodología descrita por Palenzuela et al. (2023). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

Se realizó el análisis de la varianza con un factor (ANOVA) y el test de la diferencia mínima significativa (LSD) a $P< 0,05$ para evaluar la diferencia significativa de los valores medios de cada parámetro en el proceso de vermicompostaje. Por último, se empleó la prueba Tukey-b como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre medias específicas de parámetros de calidad de los vermicompost obtenidos, mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% $(P < 0,05)$.

3. Resultados y Discusión

El contenido de materia orgánica disminuyó en todos los tratamientos de vermicompostaje, siendo V2 el que presentó la mayor reducción (93% a 43%, Fig. 1a), lo que indica una intensa actividad biológica y una mayor estabilización del material. En V1 y V3 la disminución fue menor, sugiriendo una degradación menos intensa de la materia orgánica. Estos resultados coinciden con lo reportado por Saba y col. (2023) para vermicompost elaborados a partir de bagazo cervecero.

La relación C/N también disminuyó en todos los tratamientos (Fig. 1b, destacándose V2 y V3, que alcanzaron valores finales de 10 y 9,5, respectivamente. Estos valores, inferiores a 15, indican un alto grado de madurez y estabilidad del vermicompost. De acuerdo con Bianco y col. (2022), esta reducción está asociada a la degradación del carbono orgánico y a los procesos de humificación y maduración del material.

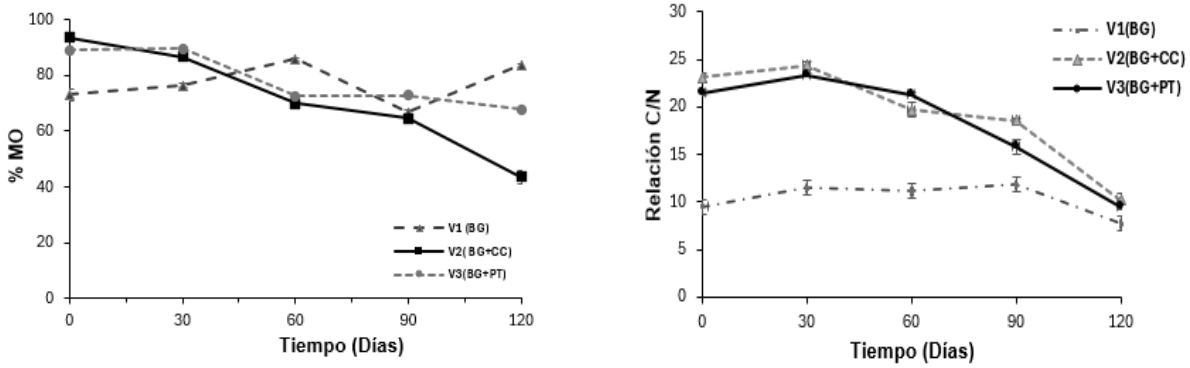


Fig. 1. a) Evolución del %MO en los tres tratamientos V1 (Bagazo), V2 (Bagazo+ Cama de caballo) y V3 (Bagazo+ Paja de trigo) en proporción 4:1. **b)** Evolución de la relación C/N en los tres procesos de vermicompostaje, V1, V2 y V3

En cuanto al contenido en nitrógeno total se produjeron aumentos estadísticamente significativos (2,3±0,0% a 2,5±0,0% y de 2,4±0,2% a 2,9±0,1% de V2 y V3 respectivamente) y una disminución significativa (4,5±0,7 a 4,1±0,1), para el caso de V1. Este efecto puede deberse a una mayor asimilación de nitrógeno por parte de la lombriz para fines reproductivos. Los valores de pH incrementaron ligeramente desde el inicio de los procesos de vermicompostaje y también los valores de CE aumentaron como consecuencia de la mineralización de la MO. En todos los casos, los valores de CE se encuentran muy por debajo del límite máximo permitido (CE< 5 dSm^{-1}) recomendado por el US Composting Council (2001). El IG aumentó durante todo el proceso de vermicompostaje del 17%, 23 % y 12% al 282%, 153% y 176% en los procesos V1, V2 y V3, respectivamente, mostrando estos valores finales la ausencia de fitotoxicidad en los tres vermicompost obtenidos (IG >50%, Zucconi y col. (1981)).

En cuanto a aspectos nutricionales de los productos elaborados, macronutrientes como P, K fueron mayores en el V2 que contenía cama de caballo, mientras que para el Ca fue mayor el V3 que contenía paja de trigo (datos no mostrados). En cuanto a la biomasa, en los tres casos se produjo un fuerte descenso caracterizado por una disminución de la actividad de las lombrices y la baja disponibilidad de residuo fresco, los resultados indicaron que las poblaciones de adultas disminuyeron sin diferencia significativa, y en cambio juveniles y cocones mostraron un leve incremento en la fase final del proceso (P< 0,001) (figura no mostrada).

Tabla 1: Evolución de los parámetros fisicoquímicos, y biológicos durante el proceso de vermicompostaje (datos referidos a materia seca).

Muestra	pH 1:25	CE 1:5 (dSm^{-1})	MO (%)	NTK (%)	CO/NTK	IG (%)
V1: Bagazo (BG)						
Inicial	4,9±0,0	1,4±0,0	73,1±2,1	4,5±0,7	9,5±0,3	17
Maduro	6,6±0,1	2,4±0,0	54,6±0,7	4,1±0,1	7,7±0,2	282
LSD	*0,09*	*0,09*	*3,6*	*0,13*	*0,62*	*11,18*
V2: 4: 1 Bagazo (BG)+ Cama de Caballo (CC)						
Inicial	6,3±0,0	1,2±0,0	93,7±0,3	2,3±0,0	23,1±0,4	23
Maduro	6,4±0,3	2,2±0,0	43,6±2,5	2,5±0,0	10,2±0,7	153
LSD	*0,67*	*0,15*	*4,1*	*0,07*	*1,34*	*9,3*
V3: 4:1 Bagazo (BG)+ Paja de trigo (PT)						
Inicial	6,3±0,0	1,8±0,0	89,2±0,8	2,4±0,2	21,5±1,5	12
Maduro	6,4±0,2	2,8±0,0	67,8±0,6	2,9±0,1	9,7±0,2	176
LSD	*0,36*	*0,1*	*1,6*	*0,26*	*2,5*	*8,17*

LSD: Diferencia mínima significativa *P<0,05*

4. Conclusiones

Las diferentes mezclas empleadas en el vermicompostaje no afectaron significativamente a la calidad del vermicompost, obteniéndose un material estabilizado, humificado y sin fitotoxicidad. La mezcla de bagazo con paja de trigo presentó un mayor contenido de nutrientes, y todos los productos cumplieron el RD 506/2013 para su uso agrícola.

5. Bibliografía

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. *España se consolida como el segundo mayor productor de cerveza de la Unión Europea*. Gobierno de España. https://www.mapa.gob.es/es/prensa/ultimas-noticias/detalle_noticias/luis-planas--espa-a-se-consolida-como-el-segundo-mayor-productor-de-cerveza-de-la-uni-n-europea/8d4599b4-7699-4972-b884-23da19ed7b0c. (Fecha e consulta: 11/03/2026)

Mussatto, S. I. 2014. Brewer's spent grain: A valuable feedstock for industrial applications. Journal of the Science of Food and Agriculture, 94(7), 1264–1275.

Chetrariu, A., & Dabija, A. 2020. Brewer's Spent Grains: Possibilities of Valorization, a Review. Applied Sciences, 10(16), 5619.

Palenzuela-Ruiz, M. V., López de Lerma, M. N., Sánchez-Suárez, F., Martínez-García, R., Peinado, R. A., & Rosal, A. 2023. *Aroma composition of wines produced from grapes treated with organic amendments*. *Applied Sciences, 13*(14), 8128.

Saba, Z., Magwaza, L. S., Sithole, N. J., Mditshwa, A., & Odindo, A. O. 2023. *Physico-chemical analysis of vermicompost mixtures*. *Agronomy, 13*(4), 1056.

Bianco, A., Fancello, F., Garau, M.., Deroma, M.., Atzori, A. S.., Castaldi, P., & Budroni, M. 2022. Microbial and chemical dynamics of brewers' spent grain during a low-input pre-vermicomposting treatment. Science of the Total Environment, 802, 149792.

US Composting Council. (2001). *Field guide to compost use*. US Composting Council

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

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES MEDIANTE LA INCORPORACIÓN DE BIOCHAR: UNA ESTRATEGIA HACIA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN LA PROVINCIA DE HUAURA (PERÚ)

José Víctor Ruíz Ccancce[1,2], Jeison Cabanillas Vasquez [2], Luciano Orden[1], F. Javier. Andreu-Rodríguez[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], José A. Sáez-Tovar[1], M. Ángeles Bustamante[1], Raúl Moral[1]

[1] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

[2] Universidad Católica Sedes Sapientiae, Esq. Constelaciones y Sol de Oro Urb. Sol de Oro. Distrito de Los Olivos, Lima-Perú.

Correo electrónico: jruizc@ucss.edu.pe

Resumen: La gestión de los residuos orgánicos agroindustriales representa un desafío crítico que requiere soluciones técnicas innovadoras para asegurar su correcta disposición final y reducir el impacto ambiental. La optimización del compostaje mediante la incorporación de biochar ha emergido como una estrategia fundamental para mejorar la retención de nutrientes y la eficiencia térmica en la valorización de biomasa. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la adición de biochar durante el proceso de compostaje y calidad final de compost compuesta por mezclas de residuos agroindustriales locales. La investigación se desarrolló en la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales-UCSS (Huara, Perú). Se caracterizaron físico-químicamente residuos de proximidad (destríos de fresa y de palta) y de granjas avícolas (pollinaza), con el fin de hallar la mezcla óptima considerando la relación C/N y la humedad. Se elaboraron dos pilas trapezoidales de compostaje a escala piloto de 3000 kg (4 m x 2,8 m x 1.3 m) cada una. A una de las pilas se le adicionó 10 % de biochar (p/p). El proceso de compostaje tuvo una duración de 90 días de fase bioxidativa y 30 de maduración. Durante el seguimiento, se monitorizaron diariamente la temperatura y semanalmente la humedad y el pH. Se tomaron cuatro muestreos durante el proceso y se realizó su análisis físico-químico. Los resultados preliminares indican que la pila con biochar mantuvo temperaturas en el rango termófilo (> 55 ºC) por periodos más prolongados, favoreciendo la higienización del material. Los resultados obtenidos acreditan el alto potencial del agrocompostaje con biochar como una técnica de gestión sencilla, económica y sostenible para los residuos orgánicos regionales, promoviendo modelos de economía circular en el sector agropecuario.

Palabras clave: biotrasnformaciòn, biotecnología, gestión sostenible, reciclaje.

1. Introducción

La gestión de los residuos orgánicos agroindustriales representa un desafío crítico que exige soluciones técnicas innovadoras para garantizar una disposición final adecuada y reducir el impacto ambiental. En la provincia de Huaura (Perú), la intensa actividad agropecuaria genera grandes volúmenes de biomasa residual, tales como destríos de cultivos hortofrutícolas (incluyendo residuos de fresa y palto) y deyecciones avícolas (pollinaza). En este contexto, el agrocompostaje se presenta como una alternativa sostenible para la valorización de la biomasa residual, permitiendo reincorporar nutrientes al suelo y mitigar los impactos ecológicos negativos bajo un enfoque de economía circular (Moreno y Moral, 2008).

Sin embargo, el compostaje convencional de mezclas con alto contenido de nitrógeno (como la pollinaza) o con humedades fluctuantes (como los destríos frutihortícolas) suele enfrentar limitaciones significativas: pérdidas de nutrientes por lixiviación, volatilización de amoníaco y

demoras en alcanzar la fase termófila del proceso (Bernal et al., 2009). Debido a esto, la incorporación de biochar (un material carbonoso poroso obtenido mediante pirólisis de biomasa residual) ha emergido como una enmienda innovadora para optimizar el proceso de compostaje. El biochar actúa como un agente de soporte estructural que mejora la aireación, incrementa la capacidad de retención de agua y nutrientes, y funciona como un catalizador térmico que acelera la estabilización de la materia orgánica (Sánchez-Monedero et al., 2021). El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto de la adición de biochar sobre el proceso de compostaje y la calidad final del compost obtenido a partir de mezclas de residuos agroindustriales locales de la provincia de Huaura.

2. Material y Métodos

La investigación experimental se llevó a cabo en las instalaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad Católica Sedes Sapientiae (UCSS), ubicada en la provincia de Huaura, Perú.

2.1 Selección de residuos orgánicos y diseño de las pilas de compostajes

Se recolectaron residuos orgánicos de proximidad procedentes del sector agroindustrial local: destríos de fresa (*Fragaria x ananassa*), destríos de aguacate (*Persea americana*) y pollinaza de granjas avícolas de la zona del Huacho (Tabla 1). Se determinó la caracterización físico-química inicial de cada sustrato para formular una mezcla óptima con una relación carbono/nitrógeno (C/N) teórica adecuada (25:1) y un contenido de humedad inicial cercano al 50 %.

A escala piloto, se conformaron dos pilas trapezoidales de compostaje con una masa de 3000 kg cada una y dimensiones físicas de 4 m de longitud, 2,8 m de ancho y 1,3 m de altura: i) Tratamiento Control (SB): Pila de compostaje sin adición de biochar y ii) Tratamiento Biochar (CB): Pila de compostaje homóloga con la adición homogénea de un 10 % (p/p) de biochar de origen vegetal (Vivero Wortel®, Lima, Perú). El proceso completo se extendió durante 120 días: 90 días para la fase bioxidativa (con volteos periódicos para garantizar la oxigenación) y 30 días para la fase de maduración o estabilización.

Tabla 1. Caracterización de los residuos orgánicos y del biochar utilizados para el compostaje.

Parámetro	Aguacate	Fresa	Pollinaza	Biochar
Humedad ((%)	16,65	57,32	11,30	10
pH	5,52	6,41	8,60	8,06
CE (dS/m)	4,68	5,06	15,82	1,61
CT (%)	46,3	40,50	21,46	95,5
NT (%)	0,53	1,16	2,15	0,40
P (g kg^{-1})	1,31	2,65	7,28	1,21
Ca (g kg^{-1})	8,3	14,1	30,6	6,4
Mg (g kg^{-1})	3,7	4,0	11,5	2,4

CE: conductividad eléctrica, CT: carbono total; NT: nitrógeno total.

2.2 Monitoreo del proceso y muestreo analítico

La temperatura se monitorizó diariamente mediante sensores de penetración digital introducidos en diferentes sectores y profundidades de las pilas. Los parámetros de pH y humedad se controlaron semanalmente. El muestreo analítico se efectuó de forma programada a los 0, 30, 60, 90 y 120 días del proceso. En cada fecha de control, se extrajeron cuatro submuestras aleatorias de cuatro puntos distintos por pila, las cuales se homogeneizaron para constituir una muestra compuesta por tratamiento. Posteriormente, las muestras fueron secadas en estufa a 40 °C, trituradas mediante un

molino de cuchillas y tamizadas a través de una malla con apertura de 0,5 mm antes de los análisis físicos y químicos. Se realizó la caracterización de los residuos orgánicos Los análisis de laboratorio se realizaron siguiendo protocolos de Bustamante et al.; 2008.

3. Resultados y Discusión

En la Fig. 1 se puede observar la evolución de las temperaturas a lo largo del proceso de compostaje. El análisis de las curvas térmicas revela que ambas pilas ingresaron rápidamente en la fase mesófila, lográndose a posterior la fase termófila exitosamente debido a la intensa actividad microbiana sobre las fracciones orgánicas lábiles de los residuos frutihortícolas y de la pollinaza. Sin embargo, la pila tratada con un 10 % de biochar (CB) exhibió un comportamiento térmico superior, alcanzando y sosteniendo temperaturas en el rango de higienización (>55 ºC) por un periodo de 22 días consecutivos, en comparación con los 14 días registrados en el tratamiento control (SB). Este fenómeno concuerda con lo reportado por otros autores confirmando que las propiedades otorgadas por el biochar optimizan las reacciones metabólicas exotérmicas de la microbiota termófila. Las caídas puntuales de temperatura coinciden con la ejecución de los volteos programados (indicados con flechas), los cuales restablecieron la estructura de las pilas de compostaje favoreciendo la reactivación microbiológica posterior.

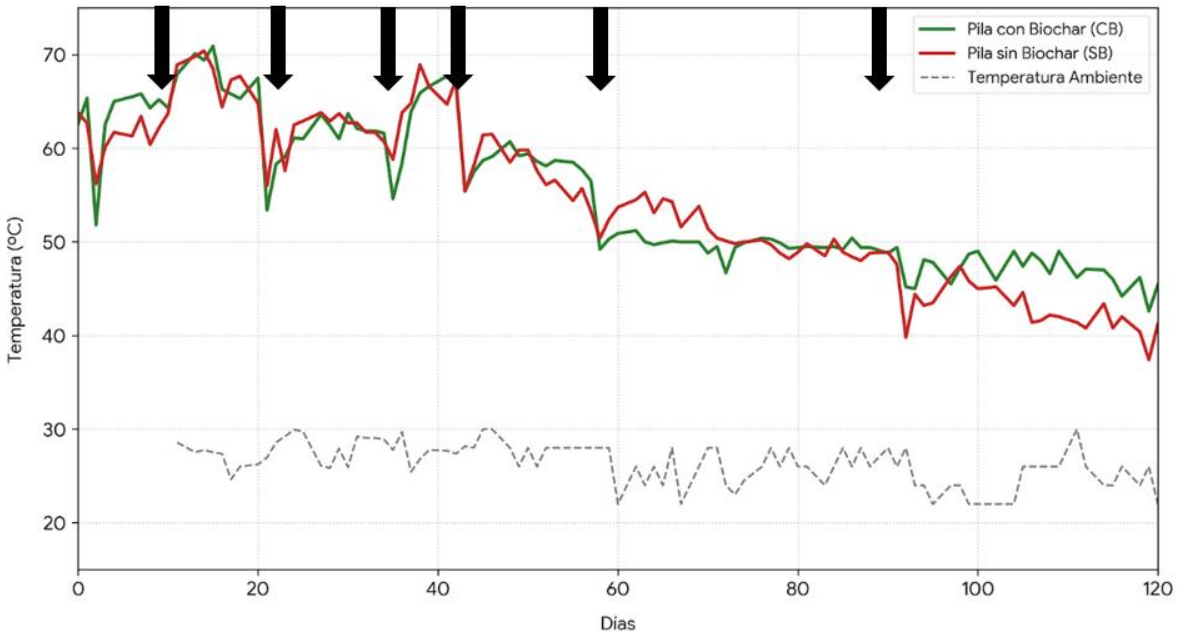


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje para los dos tratamientos evaluados. Las flechas indican los días donde se realizaron los volteos.

En los datos experimentales de la Tabla 2 se puede observar la comparación analítica entre los tratamientos SB y CB (30,60 y 120 días).

Tabla 2. Evolución de los principales parámetros medidos durante el proceso de compostaje.

Etapa de Compostaje	pH	CE (dS/m)	CT (%)	NT (%)	CT/NT	P (mg kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)
Pila 1: Sin Biochar (SB)									
30 días	6,82	8,32	34,94	1,45	24,10	166	4,15	1,52	0,29
60 días	8,74	6,15	26,41	1,62	16,30	142	4,22	1,68	0,24
120 días	9,21	6,46	28,90	1,81	15,97	202	4,50	2,00	0,30
Pila 2: Con Biochar (CB)									
30 días	8,60	7,55	31,86	1,60	19,91	199	4,85	2,28	0,22
60 días	8,99	5,29	33,36	1,85	18,03	165	5,10	2,40	0,24
120 días	9,74	5,04	28,96	2,05	14,13	213	5,65	1,30	0,29

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

La presencia de biochar produjo una modificación significativa en la cinética físico-química del sustrato. En lo referente al pH, el tratamiento CB mantuvo valores consistentemente más alcalinos que el control SB a lo largo del monitoreo, culminando en un valor de 9,74 a los 120 días. Dicho patrón se explica por la alcalinidad del biochar utilizado (pH 8,06) y por una cinética más rápida de degradación de los ácidos orgánicos de cadena corta provenientes de los destríos de fresa. Se puede observar, que la relación C:N experimentó un descenso durante todo el proceso en ambos tratamientos. Sin embargo, la pila CB alcanzó una relación final más bajo que la pila SB. Esto podría ser consecuencia de la protección del nitrógeno frente a procesos de volatilización en el tratamiento CB que logró un mayor contenido de NT en el producto final en comparación con el SB.

4. Conclusiones

La inclusión de un 10 % de biochar en el compostaje de residuos orgánicos locales optimizó la eficiencia térmica del proceso, permitiendo sostener la fase termófila por más tiempo y asegurar la higienización del material. El co-compostaje de destríos frutícolas, pollinaza y biochar se consolida como una estrategia de gestión ambiental viable, económicamente factible, y tecnológicamente sencilla para la provincia de Huaura, el biochar no generó un aumento considerable en los gastos para el proceso, porque es elaborado a partir de residuos lignocelulósicos locales, tales como residuos de poda, de cosecha, cascaras y bagazos, estos son de bajo costo e inclusive sin valorización comercial, impulsando de forma efectiva modelos de economía circular agropecuaria y agroindustrial.

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.* 2009, 100, 5444–5453.

Bustamante, M.A., et al. 2007. Co-Composting of Distillery and Winery Wastes with Sewage Sludge. *Water Sci. Technol*. 56, 187–192.

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

Sánchez-Monedero, M.A., et al. 2021. Biochar as an additive in composting: impact on process performance and on the agronomical quality of the end product. *Acta Hortic.* 1317, 175-188.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa avícola Redondos (Huara, Perú) que suministraron desinteresadamente las materias primas para la ejecución de los ensayos a escala piloto.

EVALUACIÓN DEL POTENCIAL AGROBIOTECNOLÓGICO DE EXTRACTOS ACUOSOS DE COMPOST ELABORADOS CON BIOMASA DEL ALGA *RUGULOPTERYX OKAMURAE*

Martínez-Gallardo, M.R.[1], Martín-Ruiz, P.[1], López-González, J.A.[1], Estrella-González, M.J.[1], Toribio, A.J.[1], Jurado, M.M.[1], Suárez-Estrella, F.[1], Correa-Bustos, A.[2], Segura-Pérez, M.L.[2], Hachero, I.[3], López, M.J.[1]

[1]*Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, E04120, Almería, España*

[2]*Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), E04745, La Mojonera, Almería*

[3]*Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), El Toruño, E11500, Puerto de Santa María, Cádiz*

Correo electrónico: mrmartinez@ual.es

Resumen: La proliferación del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en ecosistemas costeros del sur de Europa genera importantes impactos ecológicos y socioeconómicos. En este contexto, el compostaje se plantea como una estrategia sostenible para su valorización, ya que el compost obtenido puede actuar no solo como enmienda orgánica, sino también como fuente de compuestos solubles y microorganismos de interés agrobiotecnológico mediante la obtención de extractos acuosos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la composición de la materia prima y del protocolo de extracción sobre el potencial agronómico de dichos extractos. Se evaluaron extractos obtenidos a partir de cinco pilas de compost elaboradas con biomasa de *R. okamurae*, solas o mezcladas con otros residuos orgánicos (mezcla AFHJ), incluyendo tratamientos inoculados y enriquecidos con azufre. Del compost maduro se obtuvieron extractos mediante dos protocolos de extracción (CEP-1 y CEP-4). Los resultados mostraron que los extractos obtenidos mediante el protocolo CEP-1 exhibieron una mayor carga microbiana total y funcional, mientras que los extractos procedentes de la pila AFHJ inoculada mostraron la mayor abundancia de microorganismos con interés agronómico y el mayor índice de germinación, evidenciando su potencial como bioinsumos agrícolas y respaldando la valorización sostenible de esta especie invasora.

Palabras clave: bioinsumo agrícola, biofertilizante, valorización, biomasa algal, bioestimulante.

1. Introducción

La proliferación de *R. okamurae* en ecosistemas costeros del sur de Europa genera importantes impactos ecológicos y socioeconómicos, alterando las comunidades bentónicas, afectando a actividades como la pesca y el turismo, e impulsando la búsqueda de estrategias de gestión y valorización sostenibles (Borriglione y col., 2024). En este contexto, el compostaje de esta biomasa constituye una alternativa prometedora dentro de los principios de la economía circular, al permitir la transformación de un residuo de difícil manejo en productos de valor añadido y favorecer el aprovechamiento sostenible de sus recursos biológicos (Paulo y col., 2025). Además, los extractos acuosos de compost (ECs) contienen compuestos bioactivos y microorganismos beneficiosos capaces de promover el crecimiento vegetal, movilizar nutrientes y contribuir a la protección frente a fitopatógenos, lo que los convierte en herramientas prometedoras para el desarrollo de estrategias agrobiotecnológicas sostenibles orientadas a mejorar la productividad de los cultivos y reducir la dependencia de insumos químicos convencionales (Pilla y col., 2023). En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la

influencia de la materia prima y del protocolo de extracción sobre el potencial agronómico de ECs obtenidos a partir de compost elaborado con *R. okamurae*.

2. Material y Métodos

2.1 Material de partida y obtención de extractos acuosos de compost

Se elaboraron cinco pilas experimentales de compostaje en IFAPA (La Cañada, Almería). Tres de ellas se formularon con una mezcla AFHJ compuesta por biomasa de *R. okamurae* (25 %), fruto de descarte (pimiento y calabacín) (10 %), restos hortícolas (30 %) y de jardinería (35 %): una control (P2), otra enriquecida con azufre (P1) y una tercera inoculada con un consorcio de microorganismos lignocelulolíticos (P3). Las dos pilas restantes se elaboraron exclusivamente con biomasa algal (P4 inoculada y P5 no inoculada). A partir del compost maduro se obtuvieron diez ECs mediante dos protocolos: CEP-1 (agitación a 100 rpm durante 48 h) y CEP-4 (extracción estática durante 14 días en oscuridad). Los extractos se filtraron y conservaron a 4 ℃ hasta su análisis.

2.2 Caracterización microbiológica de los extractos

La caracterización microbiológica de los ECs incluyó la cuantificación de grupos microbianos generales y con funcionalidad agronómica específica. Las bacterias heterótrofas, hongos y actinobacterias se determinaron en los medios APHA, Rosa de Bengala (RB) y agar caseinato sódico (SCA), respectivamente. Asimismo, se evaluaron microorganismos implicados en la movilización de nutrientes, incluyendo solubilizadores de fósforo y potasio (medios de Pikovskaya y Aleksandrow, respectivamente), productores de sideróforos (CAS) y poblaciones glucanolíticas y quitinolíticas mediante medios con glucano y quitina como sustratos. Para ello, se realizaron diluciones decimales seriadas en solución salina estéril y siembras en medios selectivos, expresándose los resultados como Log UFC mL^{-1}.

2.3 Evaluación del potencial fitoestimulante

El potencial bioestimulante se evaluó mediante un ensayo de germinación con *Lepidium sativum*. Se incubaron 100 semillas por tratamiento sobre papel de filtro humedecido con una dilución 1/10 de cada extracto, utilizando agua destilada estéril como control (c). Tras 48 h a 25 ℃ en oscuridad, se determinó el número de semillas germinadas (G) y la longitud media de la radícula (L) para calcular el índice de germinación (IG, %): $IG = [(G \times L)/(Gc \times Lc)] \times 100$.

2.3 Análisis estadístico

Para determinar la presencia de diferencias significativas entre las variables analizadas en los extractos, se llevaron a cabo Análisis Varianza (ANOVA) a un intervalo de confianza del 95% (valor $p < 0,05$). Por otro lado, para establecer grupos de homogeneidad en función de los valores de cada factor se realizaron test de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher.

3. Resultados y Discusión

La abundancia de los grupos microbianos evaluados varió en función tanto de la composición de la pila de compost como del protocolo de extracción empleado (**Fig. 1**). En general, los extractos obtenidos mediante CEP-1 presentaron mayores recuentos microbianos que los obtenidos mediante CEP-4. Los extractos procedentes de la pila AFHJ inoculada (P3) mostraron, en términos generales, las mayores abundancias de microorganismos con interés agronómico, especialmente de actinobacterias, microorganismos solubilizadores de nutrientes y productores de sideróforos. Por el contrario, los extractos obtenidos a partir de las pilas elaboradas

exclusivamente con biomasa algal (P4 y P5) presentaron menores recuentos, particularmente cuando se empleó el protocolo CEP-4. Estos resultados sugieren que tanto la diversidad de materias primas como la inoculación microbiana favorecieron el desarrollo de comunidades microbianas funcionalmente más activas (Jiménez y col., 2025). Asimismo, el protocolo CEP-1 mostró una mayor capacidad para extraer o mantener poblaciones microbianas viables, lo que podría favorecer su potencial agronómico.

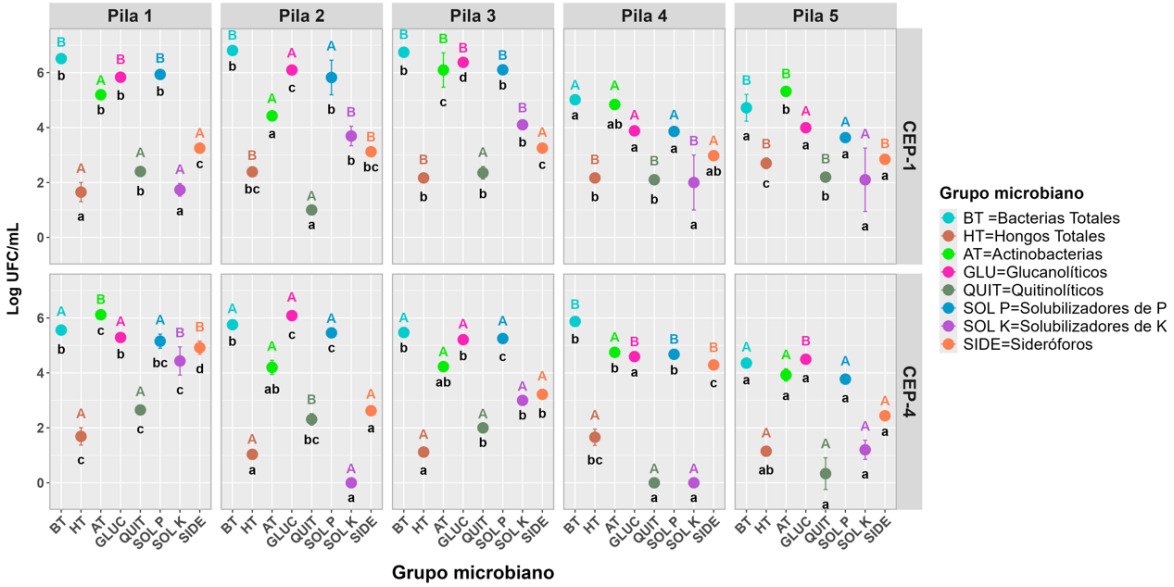


Figura 1. Recuentos de grupos microbianos generales y funcionales en los ECs obtenidos mediante los protocolos CEP-1 y CEP-4 a partir de las cinco pilas experimentales. Los valores representan la media ± desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para cada grupo microbiano (test LSD de Fisher, $p < 0,05$).

La evaluación del potencial fitoestimulante mediante el índice de germinación (IG, %) evidenció diferencias significativas entre los extractos obtenidos de las distintas pilas de compost y protocolos de extracción (**Fig. 2**).

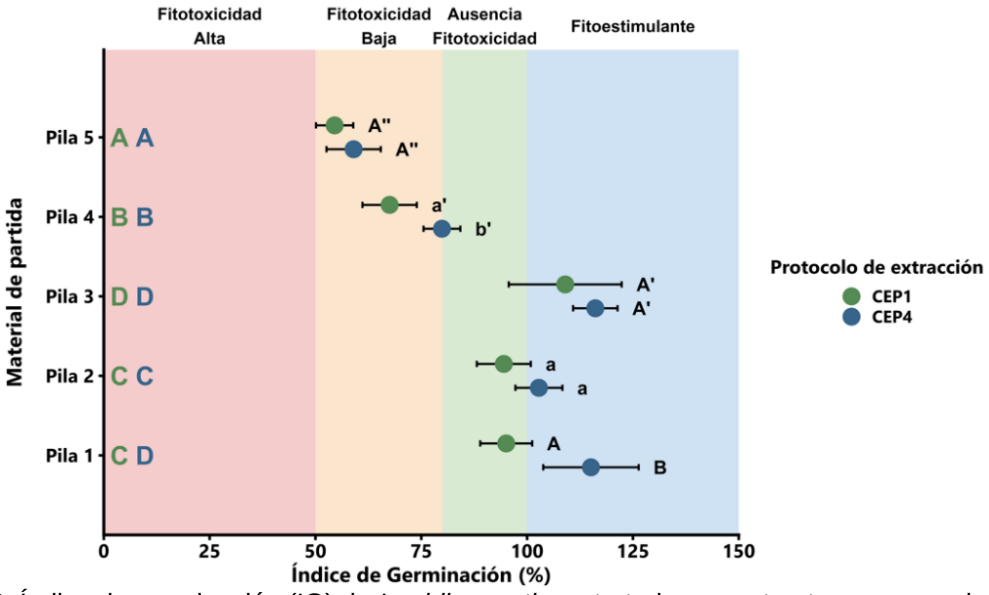


Figura 2. Índice de germinación (IG) de *Lepidium sativum* tratado con extractos acuosos de compost obtenidos de cinco pilas experimentales (AFHJ: P1-P3; biomasa algal: P4-P5) mediante los protocolos CEP-1 y CEP-4. Los puntos representan la media ± desviación estándar. Las letras minúsculas y mayúsculas

situadas junto a los puntos corresponden a la comparación entre protocolos de extracción dentro de cada pila, mientras que las letras mostradas a la izquierda del eje Y corresponden a la comparación entre pilas para cada uno de los protocolos de extracción. En ambos casos, letras distintas indican diferencias significativas según el test LSD de Fisher ($p < 0,05$). Las regiones coloreadas muestran las categorías de fitotoxicidad y fitoestimulación según el valor del IG.

Los ECs obtenidos a partir de las pilas AFHJ (P1, P2 y P3) presentaron valores compatibles con ausencia de fitotoxicidad, alcanzándose efectos fitoestimulantes en P1, P2 y, especialmente, P3. Los mayores valores de IG se registraron en los extractos procedentes de la pila AFHJ inoculada (P3), sin diferencias significativas entre protocolos de extracción. Por el contrario, los ECs obtenidos de las pilas constituidas exclusivamente por biomasa algal (P4 y P5) mostraron valores significativamente inferiores, correspondientes a fitotoxicidad baja. Estos resultados sugieren que la combinación de *R. okamurae* con otros residuos orgánicos favorece la obtención de extractos con mayor capacidad bioestimulante que el empleo exclusivo de biomasa algal. Asimismo, la inoculación microbiana aplicada durante el compostaje parece potenciar este efecto, posiblemente debido a una mayor transformación de la materia orgánica y generación de compuestos bioactivos (Martínez-Gallardo y col., 2020). Los extractos de la pila AFHJ inoculada mostraron el mayor potencial como bioinsumos agrícolas.

4. Conclusiones

La composición de la materia prima y el protocolo de extracción influyeron en las propiedades agronómicas de los extractos acuosos de compost obtenidos a partir de *Rugulopteryx okamurae*. El protocolo CEP-1 permitió recuperar una mayor abundancia de microorganismos funcionales en comparación con CEP-4, mientras que las pilas elaboradas exclusivamente con biomasa algal mostraron una menor carga microbiológica. Por su parte, los extractos procedentes de la pila AFHJ destacaron por su elevada capacidad fitoestimulante y por una mayor representación de comunidades microbianas de interés agronómico. Estos resultados respaldan la valorización de *R. okamurae* mediante compostaje como una estrategia prometedora para la obtención de bioinsumos con aplicación en agricultura sostenible y agrobiotecnología.

5. Bibliografía

Borriglione, M., Ruitton, S., Boyer, F., Thibault, D., Blanfuné, A., Guillemain, D., Verlaque, M., Boudouresque, C., Thibaut, T., 2024. Impact of the invasive brown alga *Rugulopteryx okamurae* on the benthic communities in the Northwestern Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., 310, 109010.

Jiménez, R., Suárez-Estrella, F., Martínez-Gallardo, M.R., Jurado, M.M., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Toribio, A.J., Lerma-Moliz, R., López, M.J., 2025. Phytoprotective behaviour of compost extracts against aerial pathogenic fungi after rhizosphere application. Environ. Technol. Innov., 37, 104062.

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. Total Environ*., 703, 135537.

Paulo, C., Matos, J., Afonso, C., Cardoso, C., 2025. Overcoming extraction hurdles and assessing biological activity in a major invasive seaweed species in Europe, *Rugulopteryx okamurae*. *Mar. Drugs*, 23, 141.

Pilla, N., Tranchida-Lombardo, V., Gabrielli, P., Aguzzi, A., Caputo, M., Lucarini, M., Durazzo, A., Zaccardelli, M., 2023. Effect of compost tea in horticulture. *Horticulturae*, 9(9), 984.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto “Desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz” (PR.FEMPA.DIP2023B.001) a través del Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

VALORIZACIÓN DE ESTIÉRCOLES Y BIOMASA NO PRODUCTIVA AGRÍCOLA PARA LA OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES ÓRGANO-MINERALES PELETIZADOS: EL PROYECTO FERTIPELLET

Ana García-Rández[1], José Saéz-Tovar[1], Javier Andreu[1], Luciano Orden[1], Cristina Álvarez[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Daniel Gil[2], Rebeca Brocal[2], Adolfo García Sánchez[3], Raúl Moral[1]

[1] *Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312.*

[2] *Finca Experimental Sinyent. Asociación Valenciana de Agricultores (AVA-ASAJA), c/Guillem de Castro, 79, 46008, Valencia.*

[3] *La Fontina De Fontanars. Polígono 2, Parcela 5, Partida la Solana, Paraje el Canari/Foya, Montesa, Valencia, 46692.*

Correo electrónico: angarran@hotmail.com

Resumen El proyecto FERTIPELLET plantea la valorización de estiércoles ganaderos y biomasas agrícolas no productivas para la obtención de fertilizantes órgano-minerales peletizados. Durante la primera anualidad se abordó la caracterización fisicoquímica de los materiales de partida procedentes de La Fontina de Fontanars y de la Finca Experimental Sinyent, así como el diseño e implantación inicial de una planta piloto de compostaje en Sinyent. Se muestrearon estiércol vacuno, sarmientos, podas de caqui, cítricos y palmera, y residuos de la industria cítrica, evaluando parámetros vinculados a la compostabilidad y al valor fertilizante: humedad, densidad, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno, relación C/N, nutrientes, polifenoles hidrosolubles y metales. Los resultados muestran una clara complementariedad entre materiales nitrogenados y húmedos, como el estiércol y los restos cítricos, y fracciones lignocelulósicas estructurantes, como las podas y sarmientos. Aunque algunos materiales presentaron limitaciones potenciales por humedad, acidez o contenido en polifenoles, no se identificaron factores limitantes insalvables para su uso en mezclas de co-compostaje. La construcción de la infraestructura constituye un paso clave para la siguiente fase del proyecto, centrada en el compostaje aditivado, la formulación con biochar y la posterior pelletización.

Palabras clave: agrocompostaje; biochar; estiércol vacuno; fertilización orgánica; pelletización.

1. Introducción

La agricultura mediterránea presenta una elevada dependencia de fertilizantes minerales de síntesis, cuya producción y disponibilidad están condicionadas por el precio de la energía, la importación de materias primas y la volatilidad de los mercados. Al mismo tiempo, el sector agrícola y ganadero genera flujos orgánicos de proximidad, como estiércoles, podas y destríos vegetales, que contienen materia orgánica y nutrientes recuperables. Su valorización puede contribuir a reducir la dependencia de insumos externos y a mejorar la fertilidad de los suelos en un marco de economía circular.

El compostaje permite estabilizar residuos orgánicos heterogéneos y obtener enmiendas con valor agronómico cuando se controlan adecuadamente humedad, aireación, relación C/N, pH, salinidad y temperatura (Bernal et al., 2009; Sayara et al., 2020). No obstante, el compost presenta limitaciones logísticas asociadas a baja densidad aparente, transporte y aplicación. La pelletización puede mejorar la manejabilidad y homogeneidad del producto, facilitando su uso como base para fertilizantes órgano-minerales enriquecidos (Chew et al., 2018).

El objetivo de este trabajo fue presentar los primeros avances del proyecto FERTIPELLET, centrados en: i) caracterizar materias primas agrícolas y ganaderas disponibles en el entorno del

proyecto; ii) evaluar su aptitud para el diseño de mezclas de co-compostaje; y iii) describir el diseño e implantación inicial de la planta piloto de compostaje en la Finca Experimental Sinyent, como fase previa a la puesta en marcha de pilas, aditivación con biochar, pelletización y validación agronómica.

2. Material y Métodos

2.1. Ámbito de estudio y materias primas

El estudio se desarrolló en el marco del proyecto FERTIPELLET (AGCOOP/2025/0018), integrado por la Universidad Miguel Hernández de Elche, AVA-ASAJA y La Fontina de Fontanars. Las materias primas procedieron de la explotación ganadera de La Fontina de Fontanars y de la Finca Experimental Sinyent de AVA-ASAJA. Se seleccionaron estiércol vacuno de carne (n=3), sarmientos (n=4), poda de caqui (n=5), podas de cítricos (n=7), restos de palmera y residuos de la industria cítrica para zumo (n=4). (n: número de muestras analizadas de cada tipología)

2.2. Caracterización fisicoquímica

La caracterización se orientó a identificar parámetros críticos para la compostabilidad y el valor fertilizante. Se determinaron humedad, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), relación C/N, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, polifenoles hidrosolubles (WSP) y metales. La materia seca se determinó según CEN 13039, la MO por pérdida por ignición a 550 ºC, y COT y NT mediante combustión seca. El fósforo se analizó colorimétricamente, Na y K mediante fotometría de llama y los elementos traza tras digestión ácida mediante técnicas instrumentales de análisis elemental.

2.3. Diseño e implantación de la planta de compostaje

De forma paralela se abordó el diseño técnico y la implantación inicial del establecimiento de compostaje en la Finca Experimental Sinyent. El diseño contempló el dimensionamiento de la superficie, la adecuación del terreno y la definición constructiva de una plataforma y boxes de hormigón, conforme a los requisitos técnicos de agrocompostaje de proximidad establecidos para la Comunitat Valenciana. Durante el periodo M1-M6 se ejecutaron actuaciones de limpieza, desbroce, nivelación y preparación de la zona, quedando la infraestructura en fase de ejecución.

2.4. Diseño previsto de las mezclas y seguimiento del proceso

Las mezclas de co-compostaje se diseñarán mediante COMPOST CALCULATOR by UMH, combinando fracciones nitrogenadas y húmedas con materiales lignocelulósicos estructurantes. Como criterios iniciales se considerarán relaciones C/N de 20-30, densidad aparente de 0,2-0,7 kg L-1, pH 6-8, humedad 40-70 %, CE compatible con el proceso y WSP preferentemente inferiores a 4000 mg/kg m.s. Una vez iniciadas las pilas, el seguimiento incluirá temperatura, humedad, volteos, riegos y cálculo del índice exotérmico cuadrático EXI2, entendido como la suma cuadrática de la diferencia diaria entre temperatura de pila y temperatura ambiente durante la fase biooxidativa (Vico et al., 2018).

2.5. Tratamiento de datos

Para cada material se calcularon media, máximo, mínimo y coeficiente de variación. En esta comunicación se presentan los valores medios más relevantes y se interpretan en función de su papel potencial en las futuras mezclas de compostaje.

3. Resultados y Discusión

3.1. Caracterización de las materias primas

Los materiales analizados mostraron una elevada complementariedad (tabla 1). El estiércol vacuno presentó elevada humedad, pH alcalino, contenido apreciable de nitrógeno y una relación C/N media de 26, compatible con su papel como fracción activadora y fuente de nutrientes. Por el

contrario, podas de caqui, cítricos y restos de palmera mostraron menor humedad, baja densidad y relaciones C/N elevadas, por lo que resultan adecuados como estructurantes y fuentes de carbono. Los restos de la industria cítrica destacaron por su elevada humedad, acidez y contenido en polifenoles hidrosolubles, por lo que deberán incorporarse en mezcla y no como fracción dominante. En conjunto, no se identificaron factores limitantes insalvables para el compostaje. Los principales aspectos a gestionar son la elevada humedad y acidez de los restos cítricos, la salinidad relativa del estiércol, la baja densidad de las fracciones leñosas y el contenido en WSP de algunos residuos vegetales.

Tabla 1. Principales características de las materias primas

Material	Hum	DA	pH	CE	MO	NT	C/N	Polif.	Cd	Ni	Pb
Estiércol Vacuno	67,5	0,58	8,5	7,6	80,4	2,24	26	-	0,04	12,1	2,8
Poda caqui	17,6	0,17	6,57	1,57	84,6	1,02	44,0	3385	0,10	5,3	14,3
Poda cítrico	17,8	0,09	6,4	2,27	81,2	1,21	39,1	7547	0,10	4,26	3,79
Poda de palmera	27,6	0,14	6,94	3,30	83,7	0,93	46,6	3518	0,11	6,45	8,11
Restos fruto cítrico	87,3	0,85	3,89	3,96	92,8	2,39	20,3	18275	0,04	1,44	0,58

Hum.: humedad (%); DA: densidad aparente (Kg/l); CE: conductividad eléctrica (dS/m); MO (%): materia orgánica; NT: nitrógeno total (%); Polif: polifenoles hidrosolubles; Cd, Ni, Pb en mg/kg m.s.

3.2. Construcción de la planta piloto de compostaje en Sinyent

Durante la primera anualidad no se pudieron poner en marcha las pilas de compostaje, ya que el proyecto se encontraba en fase de diseño e implantación de la infraestructura. No obstante, se avanzó en la definición del establecimiento piloto en la Finca Sinyent, incluyendo la selección y adecuación de la parcela, la preparación del terreno y el diseño de la plataforma de trabajo. Este avance es relevante porque condiciona la viabilidad operativa del proceso: permitirá disponer de una zona específica para recepción de materiales, preparación de mezclas, formación de pilas, volteo, control de lixiviados y seguimiento técnico del compostaje. En las figuras 1 y 2 se muestra el estado inicial y el avance de la planta piloto.

Figura 1. Estado inicial de la zona destinada a la planta piloto de compostaje en la Finca Experimental Sinyent durante la fase de implantación.

Figura 2. Trabajos de nivelación de la solera de compostaje

3.3. Implicaciones para el diseño de mezclas y fases posteriores

Los resultados analíticos permiten plantear un esquema de mezclas binarias o ternarias basado en la complementariedad entre estiércol, podas y destríos. Las fracciones leñosas de caqui, cítricos, palmera y sarmiento actuarán como estructurantes, mientras que el estiércol y determinados residuos de la industria cítrica podrán aportar humedad, nitrógeno y nutrientes. La presencia de materiales con polifenoles elevados aconseja controlar su proporción en las mezclas y priorizar formulaciones que mantengan condiciones iniciales adecuadas de aireación, humedad y relación C/N. No obstante, la puesta en marcha de las pilas debe ajustarse a la disponibilidad efectiva de las materias primas, ya que la generación de podas, destríos y otros subproductos agrícolas presenta una marcada estacionalidad que condiciona la planificación temporal, la homogeneidad de los lotes y la complejidad del diseño experimental.

4. Conclusiones

La primera anualidad de FERTIPELLET ha permitido establecer la base técnica para el desarrollo posterior de fertilizantes órgano-minerales peletizados a partir de residuos agroganaderos de proximidad. La caracterización de los materiales confirma la existencia de fracciones complementarias para formular mezclas de compostaje, sin factores limitantes insalvables cuando se gestionan mediante co-compostaje. La construcción de la planta piloto en Sinyent representa un resultado clave de esta fase inicial y permitirá abordar las siguientes etapas: puesta en marcha de pilas, seguimiento térmico y ambiental, aditivación con biochar, caracterización del compost, pelletización y validación agronómica.

5. Bibliografía

Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology 100, 5444-5453*. doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.027.

Chew K.W., Chia S.R., Yap Y.J., Ling T.C., Tao Y., Show P.L., 2018. Densification of food waste compost: Effects of moisture content and dairy powder waste additives on pellet quality. *Process Safety and Environmental Protection 116, 780-786.* doi: 10.1016/j.psep.2018.03.016.

Sayara T., Basheer-Salimia R., Hawamde F., Sánchez A., 2020. Recycling of organic wastes through composting: Process performance and compost application in agriculture. *Agronomy 10, 1838*. doi: 10.3390/agronomy10111838.

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. *Journal of Environmental Management 226, 408-415*. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.035.

6. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto FERTIPELLET, AGCOOP/2025/0018, cofinanciado en un 60 % (FEADER), 16,24 % (MAPA) y 23,76 % GENERALITAT VALENCIANA en el programa de Ayudas para la cooperación en el marco de las intervenciones para el desarrollo rural del PEPAC 23-27.

COMPOSTAJE AGRÍCOLA DE LODOS VITIVINÍCOLAS COMO PALANCA DE GESTIÓN EFICIENTE DE RECURSOS EN EL MARCO DE LA BIOECONOMÍA CIRCULAR: EL PROYECTO VITILODO

Ana García-Rández[1], José Saéz-Tovar[1], Javier Andreu[1], Luciano Orden[1], Cristina Álvarez-Alonso[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Consuelo Escrig[2], Elena Dominguez[2], Jorge Caus[3], María Biosca[3], Ana Cano A[4], Vicente Insa[4], Raúl Moral[1]

[1] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312.

[2] Asociación de Materiales Plásticos y Conexas (AIMPLAS), c/Gustave Eiffel 4, 46980 Parc Tecnològic, Paterna, Valencia.

[3] Cooperativa Vinícola La Viña, Coop. V., C/Portal de Valencia, 52 46630 Font la Figuera, Valencia

[4] Cooperatives Agro-Alimentàries de la Comunitat Valenciana, c/ Caballeros nº 26, 46002, Valencia, España.

Correo electrónico: angarran@hotmail.com

Resumen: El sector vitivinícola mediterráneo genera lodos y biomasas residuales con potencial agronómico, cuya valorización puede contribuir a cerrar ciclos de materia orgánica y nutrientes. Este trabajo evaluó la aptitud inicial de diferentes flujos residuales de una cooperativa vitivinícola y oleícola para su valorización mediante co-compostaje en pilas abiertas. Se identificó el potencial accesible de biomasa, se caracterizaron las materias primas y se diseñaron tres mezclas experimentales con lodo vitivinícola, estiércol ovino y poda de vid, poda de olivo o combinación de ambas. La caracterización mostró complementariedad entre materiales: las podas aportaron estructura y carbono, mientras que el lodo y el estiércol aportaron nitrógeno, humedad y nutrientes. No se detectaron factores limitantes insalvables para el arranque del proceso. Las tres pilas alcanzaron fase termófila, con temperaturas máximas de 65,1 ºC, 71,7 ºC y 72,4 ºC para GVA 638, GVA 639 y GVA 640, respectivamente. La pila GVA 640 presentó la fase termófila más prolongada y el mayor índice exotérmico cuadrático acumulado, lo que sugiere un mejor equilibrio físico de la mezcla. Los resultados preliminares confirman la viabilidad técnica del co-compostaje de lodos vitivinícolas con materiales lignocelulósicos locales.

Palabras clave: residuos agroindustriales; EXI2; economía circular; compostaje.

1. Introducción

El sector vitivinícola y oleícola mediterráneo genera una elevada diversidad de subproductos orgánicos, entre ellos sarmientos, podas, orujos, lías, alperujos y lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales industriales. Estos flujos presentan interés agronómico por su contenido en materia orgánica y nutrientes, pero requieren estrategias de gestión que eviten su consideración como residuos y faciliten su retorno seguro al suelo. El compostaje se ha descrito como una alternativa viable para el tratamiento y reciclaje de residuos de bodega y destilería, especialmente cuando se combinan materiales con características complementarias (Bustamante y col., 2007; Bustamante y col., 2009).

El compostaje de lodos de depuración vitivinícolas presenta una complejidad técnica específica, ya que estos materiales requieren una formulación adecuada con fracciones estructurantes que corrijan sus limitaciones físicas y favorezcan condiciones óptimas de humedad, oxigenación y temperatura; en este sentido, Bertran et al. (2004) observaron que los mejores resultados en el

compostaje de lodos de bodega se obtenían al mezclarlos con raspones triturados en proporción 1:2, con humedad próxima al 55 %, temperaturas máximas cercanas a 65 ºC y concentraciones de oxígeno no inferiores al 5–10 %.Además, los residuos vitivinícolas y de destilería se han descrito como materiales de gestión compleja por su estacionalidad y características específicas, lo que hace necesario optimizar su tratamiento mediante co-compostaje (Bustamante et al., 2009).

En este contexto, la monitorización térmica del proceso y el uso de indicadores como el índice exotérmico cuadrático acumulado (EXI2) permiten comparar la intensidad de la fase biooxidativa entre mezclas y evaluar el arranque del proceso (Vico y col., 2018).

El objetivo de este trabajo fue caracterizar los principales flujos residuales disponibles en una cooperativa vitivinícola y oleícola, diseñar mezclas de co-compostaje con lodo vitivinícola y materiales estructurantes locales, y evaluar la evolución térmica inicial de tres pilas móviles abiertas como fase previa a la obtención de compost valorizables agronómicamente.

2. Material y Métodos

2.1. Potencial accesible y caracterización de materias primas

El estudio se desarrolló en el marco del proyecto VITILODO, tomando como caso de estudio la Cooperativa Vinícola La Viña, situada en La Font de la Figuera (Valencia). Se identificaron flujos residuales de origen vitícola, vitivinícola, oleícola y ganadero, incluyendo sarmientos, lodos EDARI de bodega, lías, orujos, raspones, poda de olivo, hojuela de olivo, alperujo y estiércoles. La cuantificación del potencial accesible se realizó a partir de datos de superficie y producción de la cooperativa y mediante coeficientes de generación de biomasa residual empleados en la metodología AGROCOMPOST para la Comunitat Valenciana. Se consideró potencial accesible la fracción de biomasa susceptible de recogida, transporte, almacenamiento y valorización.

Las materias primas seleccionadas se caracterizaron mediante parámetros relacionados con la compostabilidad: humedad, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), relación C/N, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, polifenoles, micronutrientes y metales. La materia seca se determinó mediante metodología CEN 13039 y la MO por pérdida por ignición a 550 ºC. El COT y el NT se determinaron por combustión seca; el fósforo, por método colorimétrico; sodio y potasio, mediante fotometría de llama; y los elementos traza, tras digestión ácida, mediante análisis instrumental.

2.2. Diseño y manejo de las pilas de co-compostaje

A partir de la caracterización inicial se elaboraron tres pilas móviles abiertas de co-compostaje, identificadas como GVA 638, GVA 639 y GVA 640. La pila GVA 638 combinó lodo vitivinícola, estiércol ovino y poda de vid; la GVA 639 incorporó lodo vitivinícola, estiércol ovino y poda de olivo; y la GVA 640 incluyó lodo vitivinícola, estiércol ovino y una mezcla de poda de vid y poda de olivo. El manejo se realizó mediante volteo con tractor-pala, con el fin de favorecer la aireación, homogeneizar el material y evitar incrementos térmicos excesivos. Se realizaron aportes de agua cuando fue necesario para mantener la humedad dentro de rangos adecuados para la actividad microbiana.

La temperatura se controló diariamente mediante sondas colocadas en distintos puntos de cada pila, registrándose también la temperatura ambiente. De forma complementaria, se incorporó la medición de gases de efecto invernadero asociados al proceso de compostaje, con el objetivo de evaluar posteriormente el comportamiento ambiental de las mezclas.

2.3. Tratamiento de datos e indicadores térmicos

Para cada materia prima se calcularon estadísticos descriptivos básicos: media, mínimo, máximo y coeficiente de variación. Para el seguimiento térmico de las pilas se analizaron la temperatura máxima diaria, la duración de la fase termófila y el EXI2 acumulado hasta el día 24. El EXI2 se calculó como la suma acumulada del cuadrado de la diferencia diaria entre la temperatura máxima de la pila y la temperatura ambiente, de acuerdo con el enfoque propuesto por Vico y col. (2018).

3. Resultados y Discusión

3.1. Potencial accesible y aptitud de las materias primas

La Cooperativa La Viña agrupa 2.485 ha de viñedo y 850,87 ha de olivar, con una producción asociada de 7.208.446 L de vino y 261.986 L de aceite. A partir de estos datos se estimó un potencial anual de 5.243 t de materia seca de poda de viñedo, 1.837 t de materia seca de poda de olivar, 1.652.212 kg de orujo, 1.338.233 kg de alperujo y 35.780 kg de lodo EDARI. Esta disponibilidad confirma que el entorno cooperativo dispone de biomasa suficiente y diversificada para formular mezclas de compostaje a escala local.

La caracterización de los materiales utilizados en las pilas mostró una clara complementariedad funcional (Tabla 1). Las fracciones lignocelulósicas presentaron elevada MO y relaciones C/N altas, por lo que resultaron adecuadas como estructurantes y fuente de carbono. El lodo vitivinícola, en cambio, presentó una relación C/N baja y un contenido elevado de NT, por lo que permitió corregir el exceso relativo de carbono de las podas. Aunque algunos materiales presentaron valores elevados de CE o polifenoles, no se detectaron factores limitantes insalvables para el arranque del compostaje, ya que la formulación ternaria permitió compensar estas características mediante la mezcla.

Tabla 1. Principales características de las materias primas utilizadas en las pilas de compostaje.

Material	MO	NT	C/N	pH	CE	Polif.	Cu	Zn	Pb	Cr
Lodo vitivinícola	66,9	4,43	5,80	6,8	9,16	n.d.	262	227	n.d.	n.d.
Estiércol Ovino	80,4	2,24	26	8,5	7,6	n.d.	27,6	225	2,8	15,7
Sarmiento/poda de vid	96,3	0,77	56,4	5,61	1,63	9.246	18,8	31,3	0,78	2,23
Poda de olivo	92,2	1,08	46,8	5,75	1,95	10.348	14,5	18,9	1,29	9,61

Materia Orgánica (MO) y Nitrógeno Total (NT) expresados en %; Conductividad eléctrica (CE) en dS/m; polifenoles hidrosolubles y metales en mg/kg. n.d.: no determinado.

3.2. Composición de las pilas y evolución térmica

Las tres pilas alcanzaron fase termófila, confirmando el adecuado arranque biooxidativo del proceso. La temperatura aumentó de forma marcada a partir del día 6. La pila GVA 638 alcanzó 65,1 ºC el día 8; GVA 639, 71,7 ºC el día 7; y GVA 640, 72,4 ºC el día 9. La mezcla GVA 640 mantuvo temperaturas iguales o superiores a 55 ºC durante 17 días, frente a 7 y 9 días en GVA 638 y GVA 639, respectivamente. El EXI2 acumulado hasta el día 24 fue mayor en GVA 640 (27.020,1) que en GVA 639 (19.376,0) y GVA 638 (18.700,7), lo que indica una mayor intensidad biooxidativa acumulada. Este comportamiento sugiere que la combinación de poda de vid y poda de olivo pudo favorecer una estructura física más equilibrada, con mejor aireación y actividad microbiana más sostenida. El volteo mecánico permitió homogeneizar los materiales y reactivar el proceso, mientras que el control térmico diario facilitó la identificación de la fase termófila y de la respuesta de cada mezcla (Tabla 2 y Figura 1)

Tabla 2. Composición y principales indicadores térmicos de las pilas de co-compostaje.

Pila 1	Composición	Tmax (ºC)	Dias >55ºC	Dias >60ºC	EXI2
GVA638	Lodo + estiércol ovino + poda de vid	65,1	7	5	18.700
GVA639	Lodo + estiércol ovino + poda de olivo	71,7	9	7	19.376
GVA640	Lodo + estiércol ovino + poda olivar y poda vid	72,4	17	11	27.020

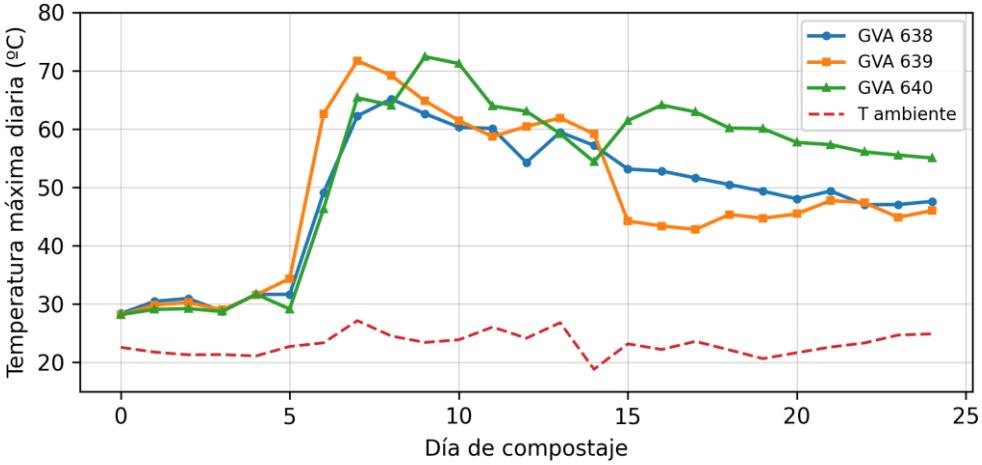


Figura 1. Evolución de la temperatura máxima diaria en las tres pilas de co-compostaje y temperatura ambiente.

4. Conclusiones

La cooperativa estudiada dispone de un potencial accesible suficiente de biomasas residuales vitivinícolas y oleícolas para plantear estrategias locales de co-compostaje. La caracterización fisicoquímica mostró complementariedad entre lodos, estiércol y materiales lignocelulósicos, sin factores limitantes insalvables para el inicio del proceso. Las tres pilas alcanzaron fase termófila; no obstante, GVA 640 mostró el comportamiento más favorable por su mayor duración a temperaturas ≥55 ºC y mayor EXI2 acumulado. Los resultados preliminares apoyan la viabilidad del co-compostaje de lodos vitivinícolas con estructurantes locales, si bien será necesario completar la evaluación con los resultados de madurez, estabilidad, calidad agronómica y emisiones de gases de efecto invernadero.

5. Bibliografía

Bertran E., Sort X., Soliva M., Trillas I., 2004. Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource Technol. 95, 203-208.* doi: 10.1016/j.biortech.2003.07.012.

Bustamante M.A., Paredes C., Moral R., Moreno-Caselles J., Pérez-Murcia M.D., Pérez-Espinosa A., Bernal M.P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Sci. Technol. 56, 187-192. doi: 10.2166/wst.2007.488.*

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. *Bioresource Technol. 100, 4766-4772. doi: 10.1016/j.biortech.2009.04.033.*

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. Manag. 226, 408-415*. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.035.

6. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto VITILODO: Valorización agrícola de lodos vitivinícolas como palanca de la gestión eficiente de recursos en el marco de la bioeconomía circular, Proyecto AGCOOP/2025/0019, cofinanciado en un 60 % (FEADER), 16,24 % (MAPA) y 23,76 % GENERALITAT VALENCIANA en el programa de Ayudas para la cooperación en el marco de las intervenciones para el desarrollo rural del PEPAC 23-27.”

APLICACIÓN DE BIOCHAR Y ESTRUVITA COMO ADITIVOS PARA LA ELABORACIÓN DE COMPOST FUNCIONALES Y SU EFECTO SOBRE EL COMPOBIOMA Y LA CALIDAD AGRONÓMICA DEL PRODUCTO

Ana J. Toribio[1], Raúl Jiménez[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Macarena M. Jurado[1], Juan A. López-González[1], María J. Estrella-González[1], María R. Martínez-Gallardo[1], Daniel Lorente[1], Francisco J. Andreu-Rodríguez[2], Raúl Moral[2], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería.

[2]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante.

Correo electrónico: atoribio@ual.es

Resumen: En las últimas décadas, el compostaje ha sido objeto de numerosas investigaciones orientadas a optimizar el proceso y mejorar las propiedades agronómicas del producto final mediante el uso de aditivos capaces de modificar la actividad microbiana y las características fisicoquímicas del sistema. Entre los más prometedores destacan el biochar, que mejora la estructura y aireación del material, y la estruvita, una fuente de nutrientes de liberación lenta. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de ambos aditivos sobre la dinámica del compostaje y las características del compost obtenido. Para ello, se preparó una mezcla de restos vegetales procedentes de agricultura intensiva y corteza de pino (3:1), estableciéndose tres tratamientos: una pila control, una pila con biochar al 10 % y una pila con estruvita al 10 %. Durante cuatro meses se monitorizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del proceso, evaluándose además la funcionalidad microbiana, el contenido en compuestos fenólicos y el índice de germinación. Los resultados mostraron que la adición de biochar redujo el contenido de compuestos fenólicos y la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje. Mientras que la estruvita favoreció el desarrollo de bacterias aerobias mesófilas y microorganismos implicados en la solubilización de fósforo, potasio y calcio. El tratamiento con biochar presentó el mayor índice de germinación, mientras que la estruvita incrementó la disponibilidad de fósforo en el compost final. En conclusión, la incorporación de biochar y estruvita modificó el compobioma y las condiciones fisicoquímicas del proceso, mejorando distintas propiedades agronómicas del compost obtenido.

Palabras clave: actividad microbiana, fertilizantes de liberación lenta, disponibilidad de nutrientes, índice de germinación, residuos vegetales.

1. Introducción

La horticultura intensiva bajo invernadero es uno de los principales motores económicos de la provincia de Almería y genera grandes volúmenes de biomasa residual cuya gestión supone un importante reto ambiental (Eurostat, 2025). En este contexto, el tratamiento biológico controlado de estos residuos se ha consolidado como una herramienta clave para su valorización y gestión sostenible. Entre las distintas alternativas, el compostaje es la vía más utilizada para transformar residuos hortícolas en una enmienda orgánica estable y utilizable en agricultura. Sin embargo, la naturaleza compleja de estos residuos condiciona el desarrollo del proceso, generando problemas de compactación, lixiviación y pérdidas de nitrógeno, además de desequilibrios microbiológicos (Siles-Castellano y col., 2021).

Más allá de los cambios fisicoquímicos, la dinámica microbiana del proceso desempeña un papel central en la transformación de la materia orgánica y en la calidad final del compost. La estructura y funcionalidad de estas comunidades microbianas (el compobioma) condicionan directamente la estabilidad, madurez y valor agronómico del producto obtenido. En este contexto, la investigación

reciente ha explorado el uso de agentes acondicionadores que modifiquen el entorno físico y químico del proceso para mejorar su rendimiento. Así, el objetivo final de este trabajo fue evaluar el efecto de dos aditivos sobre el compostaje de residuos hortícolas de invernadero, el biochar, con capacidad para mejorar la estructura y adsorción de compuestos, y la estruvita, como fuente mineral de liberación controlada de nutrientes, y analizar la influencia de ambos en la evolución del proceso y en la calidad del producto final (Rizwan y col., 2023).

2. Material y Métodos

El estudio se realizó mediante compostaje en pilas de residuos hortícolas procedentes de invernadero mezclados con corteza de pino en proporción 3:1 (peso fresco). Se establecieron tres tratamientos experimentales: una pila control sin aditivos, una pila con adición de biochar al 10 % y una pila con adición de estruvita al 10 %. Cada tratamiento se preparó con aproximadamente 400 kg de mezcla inicial, ajustándose la humedad al 60 % y la relación C/N a 20. El proceso de compostaje se desarrolló durante cuatro meses bajo condiciones controladas de aireación y humedad, realizándose volteos semanales durante la fase bioxidativa del proceso. En este estudio se llevaron a cabo cinco muestreos a lo largo del proceso. En cada muestreo se recogieron muestras representativas de distintas zonas de las pilas para su posterior análisis. La evolución del compostaje se evaluó mediante la determinación de parámetros físico-químicos, microbiológicos y funcionales. El pH y la conductividad eléctrica se midieron en suspensiones acuosas de las muestras (1:10, m/v), mientras que la concentración de compuestos fenólicos se determinó mediante el método colorimétrico de Folin-Ciocalteu. El contenido de materia orgánica se calculó tras calcinación a 550 °C, la relación C/N se obtuvo mediante análisis elemental CHNS y el fósforo disponible se determinó mediante el método Olsen. Paralelamente, se realizó el seguimiento microbiológico mediante recuento en placa de bacterias aerobias mesófilas, actinobacterias, mohos y levaduras, así como la evaluación de grupos microbianos funcionales con actividad solubilizadora de fósforo, calcio y potasio, actividades quitinolítica y glucanolítica, y capacidad para producir sideróforos. Finalmente, la madurez y calidad agronómica de los compost se evaluó mediante el índice de germinación en semillas de berro (*Lepidium sativum*), siguiendo la metodología propuesta por Zucconi y col. (1981), junto con la determinación del fósforo disponible en el producto final como indicador del potencial fertilizante.

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos a partir de la aplicación de la metodología descrita en el apartado anterior se presentan a continuación.

3.1. Evolución de la conductividad eléctrica y contenido en compuestos fenólicos durante el proceso de compostaje

Se presentan los resultados de conductividad eléctrica y compuestos fenólicos para analizar su evolución temporal y el efecto de los tratamientos aplicados (Figura 1), observándose diferencias en la conductividad eléctrica según el tratamiento (Figura 1A). El biochar mostró los valores más bajos durante todo el proceso, oscilando entre 2,6 y 3,5 mS/cm, mientras que la estruvita presentó un incremento progresivo, alcanzando el valor máximo en el producto final (6,3 mS/cm). El tratamiento control mostró valores intermedios y relativamente estables a lo largo del compostaje. Por su parte, la concentración de compuestos fenólicos disminuyó progresivamente durante el proceso en los tres tratamientos evaluados (Figura 1B). Los valores más elevados se registraron al inicio del proceso (t = 0), alcanzando 10,1 en el control, 8,8 en biochar y 8,5 en estruvita. A lo largo del tiempo, los niveles se redujeron hasta valores finales comprendidos entre 3,0 y 3,5 en el producto

final (t = 138). Entre tratamientos, la estruvita mostró una tendencia hacia menores concentraciones de compuestos fenólicos, mientras que el control alcanzó los valores más elevados, con el biochar en posiciones intermedias.

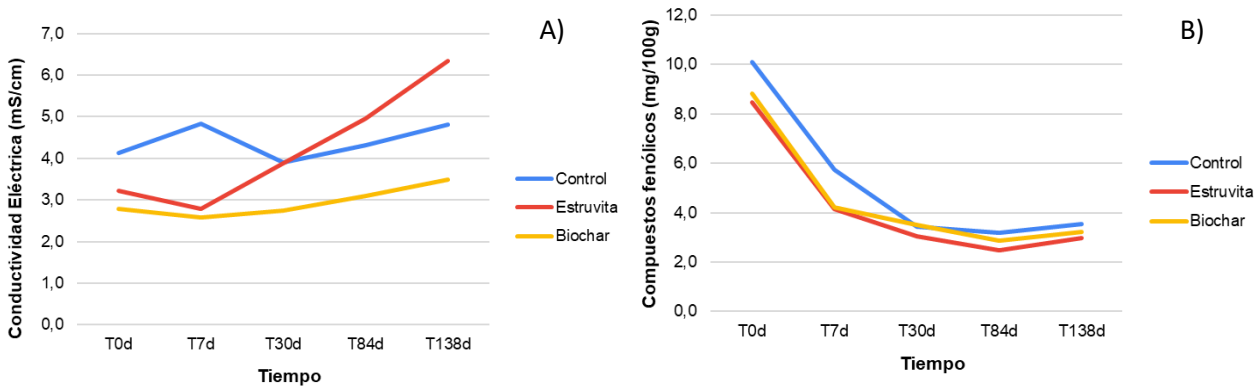


Figura 1: Dinámica temporal de la conductividad eléctrica (A) y los compuestos fenólicos (B) en los tratamientos Control, Biochar y Estruvita durante el compostaje.

El efecto diferencial de las enmiendas sobre la dinámica de nutrientes durante el compostaje favorece, en el caso del biochar, la retención de compuestos solubles por su alta porosidad y capacidad de intercambio catiónico, lo que se asocia con menores valores de conductividad eléctrica (DeLuca y col., 2024). En contraste, la estruvita puede incrementar la conductividad eléctrica debido a la liberación de NH_4^+, Mg^{2+} y PO_4^{3-} durante su mineralización (Wang y col., 2013).

3.2. Caracterización microbiológica y agronómica del producto final

Los resultados de los recuentos microbianos en el producto final del compostaje mostraron diferencias entre tratamientos tanto en poblaciones generales como en grupos funcionales (Figura 2A). En bacterias aerobias mesófilas (BT), la estruvita presentó los valores más altos (≈7,5–7,6 log UFC/mL), seguida del control y del biochar. Un patrón similar se observó en las actinobacterias (AC), mientras que en hongos y levaduras (HT), las diferencias fueron menores, con valores ligeramente inferiores en el biochar. En cuanto a los microorganismos funcionales, la estruvita mostró las mayores abundancias de sideróforos (SID), quitinolíticos (QUIT) y glucanolíticos (GLU). Por su parte, el biochar presentó valores relativamente superiores de solubilizadores de fósforo (SP) y potasio (SK), mientras que los solubilizadores de calcio (SCa) fueron similares en control y biochar, con ligeras reducciones en la estruvita. En relación con la evaluación agronómica del producto final, el índice de germinación (IG) y el fósforo disponible mostraron comportamientos diferenciados entre tratamientos (Figura 2B). El tratamiento con biochar presentó el mayor valor de IG, algo superior al mostrado por la pila control, mientras que la estruvita mostró el valor más bajo IG, aunque sin resultar fitotóxico. En cuanto al fósforo disponible, el valor más elevado se observó en el tratamiento con estruvita, seguido del control, mientras que el biochar presentó los valores más bajos.

Estos resultados son coherentes con estudios previos que indican que el biochar puede favorecer la actividad microbiana funcional y mejorar la fitocompatibilidad del compost, mientras que la estruvita contribuye al enriquecimiento de la fracción de fósforo biodisponible mediante su liberación

gradual, aunque puede asociarse a una menor respuesta germinativa en determinadas condiciones debido a su mayor carga mineral (Rahman y col., 2014).

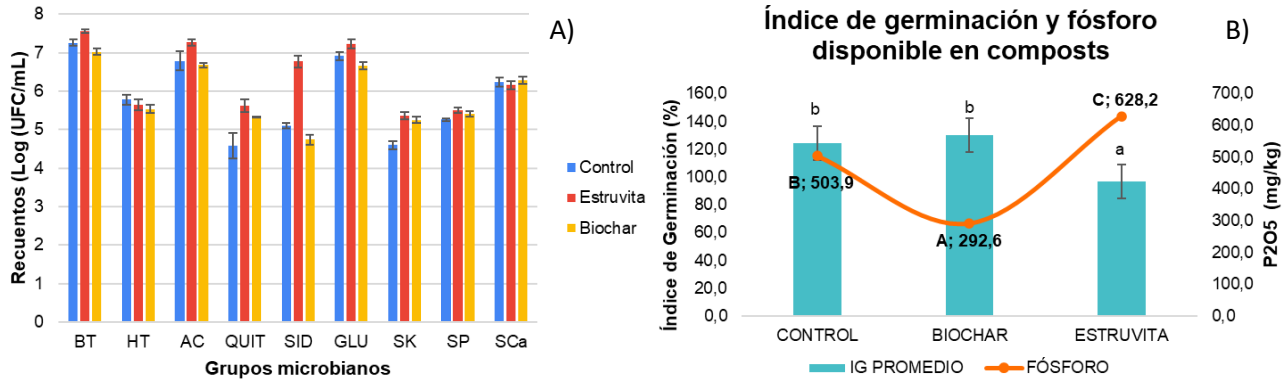


Figura 2. Recuentos de microorganismos en el producto final del compostaje en los tratamientos control, biochar y estruvita, expresados como log (UFC/mL) (A), y comportamiento del índice de germinación (IG) y del fósforo disponible (B). En (A) se incluyen bacterias aerobias mesófilas, hongos y levaduras, actinobacterias y microorganismos funcionales relacionados con la producción de quitinasas, sideróforos y glucanasas, así como con la solubilización de fósforo, potasio y calcio. En (B) se representan el IG (barras) y el fósforo disponible (línea). Los valores corresponden a la media de tres repeticiones.

4. Conclusiones

En conjunto, los resultados muestran que el uso de biochar y estruvita como aditivos en procesos de compostaje de restos vegetales, modificó el perfil microbiano del proceso y la calidad del producto final. La estruvita favoreció el crecimiento de determinados grupos microbianos funcionales e incrementó la disponibilidad de fósforo en el producto final, mientras que el biochar se asoció a menores valores de conductividad eléctrica y a un mayor índice de germinación. Ambos aditivos mejoraron distintos aspectos del compost, evidenciando su potencial uso como aditivos para la elaboración de compost funcionales.

5. Bibliografía

Eurostat. (2025). Agricultural production and greenhouse horticulture statistics. https://ec.europa.eu/eurostat.

DeLuca, T. H., Gundale, M., MacKenzie, M. D., Gao, S., & Jones, D. (2024). Biochar effects on soil nutrient transformations. In Biochar for environmental management. Taylor & Francis.

Rahman, M. M. et al. (2014). Production of slowrelease crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization–A review. Arabian journal of chemistry, 7(1), 139-155.

Rizwan, M. et al. (2023). Sustainable manufacture and application of biochar to improve soil properties and remediate soil contaminated with organic impurities: A systematic review. Frontiers in Environmental Science, 11, 1277240.

Siles-Castellano, A. B. et al. (2021). Compost quality and sanitation on industrial scale composting of municipal solid waste and sewage sludge. Applied Sciences, 11(16), 7525.

Wang, X., Selvam, A., Chan, M., & Wong, J. W. C. (2013). Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. Bioresource Technology, 147, 17–22.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle, 22(2), 54–57.

6. Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento al profesor Raúl Moral (Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental, CIAGRO-UMH, Universidad Miguel Hernández, Orihuela, España) por haber facilitado el biocarbón y la estruvita utilizados en este estudio.

INFLUENCIA DE BIOCHAR Y ESTRUVITA SOBRE LA DINÁMICA ENZIMÁTICA MICROBIANA DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESTOS VEGETALES

María J. López[1], Raúl Jiménez[1], Martín Segado-Pérez[1], Paula Martín[1], María R. Martínez-Gallardo[1], María J. Estrella-González[1], Ana J. Toribio[1], Macarena M. Jurado[1], Juan A. López-González[1], Luciano Orden[2], Raúl Moral[2], Francisca Suárez-Estrella[1]

[1]Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAIMBITAL, E-04120 Almería.

[2]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel km 3,2, 03312 Orihuela, Alicante.

Correo electrónico: mllopez@ual.es

Resumen: El compostaje de residuos hortícolas lignocelulósicos constituye una estrategia clave de la bioeconomía circular, especialmente cuando se orienta a obtener productos agronómicos de calidad y a valorizar funcionalmente los procesos microbianos implicados. En este trabajo se analizó el efecto de la incorporación de biochar y estruvita sobre la evolución de la actividad enzimática microbiana durante el compostaje de restos vegetales. Los ensayos se realizaron en pilas volteadas de 400 kg, con aireación forzada, comparando un control sin aditivos con tratamientos con biochar o estruvita al 10% (p/p). Se evaluaron enzimas relacionadas con la degradación de polisacáridos, lignina, lípidos y pectinas, así como con los ciclos del P y del N. Los resultados mostraron una elevada actividad inicial de β-glucosidasa y lipasa, seguida de una disminución durante la biooxidación. El biochar favoreció especialmente la proteasa y la fosfomonoesterasa alcalina, con máximos en materias primas/fase termófila, mientras que la estruvita incrementó la actividad lacasa durante la maduración. En el producto final, la estruvita mantuvo mayores valores de lacasa, xilanasa y fosfomonoesterasa, mientras que el biochar favoreció pectinasa y lipasa. La incorporación de estos aditivos se plantea como una herramienta para modular funcionalmente el compostaje y generar compost con actividad enzimática diferencial. Adicionalmente, señalan el compostaje como una plataforma biotecnológica con un elevado potencial para la generación de cócteles enzimáticos específicos aplicables a procesos de biorrefinería.

Palabras clave: carbohidrasas, lipasa, lacasa, fosfomonoesterasa, compost funcional.

1. Introducción

El compostaje es una tecnología consolidada para estabilizar residuos orgánicos y obtener enmiendas de interés agronómico, pero también puede abordarse como un proceso biotecnológico dirigido por comunidades microbianas sucesivas. En los restos vegetales, la diversidad de compuestos orgánicos con distinta degradabilidad determina la evolución de la biooxidación, la disponibilidad de nutrientes y la humificación. En este contexto, el seguimiento de actividades enzimáticas proporciona información funcional complementaria a los parámetros físico-químicos habituales y permite interpretar la evolución del proceso (El Fels y col., 2024).

El uso de aditivos puede contribuir no solo a mejorar el manejo del proceso, sino también a modular la actividad microbiana y orientar la funcionalidad del compostaje hacia usos agronómicos o biotecnológicos. El biochar, por su elevada porosidad, superficie específica y capacidad para retener agua, nutrientes y moléculas orgánicas, puede favorecer la colonización microbiana, proteger enzimas extracelulares y crear microhábitats más estables, incrementando la actividad biológica y la degradación de la materia orgánica, especialmente cuando actúa como soporte de biofilms microbianos (Sánchez-Monedero y col., 2018; Tahsini y col., 2025). La estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), como fuente mineral de liberación progresiva de N, P y Mg, presenta interés en estrategias de recuperación de nutrientes y puede modificar la disponibilidad de fósforo y nitrógeno durante el compostaje, afectando a enzimas vinculadas a los ciclos de nutrientes. Además, se ha descrito que la estruvita puede influir de manera diferenciada en la degradación microbiana de biomasa lignocelulósica, dependiendo de su solubilidad y relación N/P (Li y col., 2025).

El objetivo de este trabajo fue analizar comparativamente la dinámica de distintas actividades enzimáticas durante el compostaje de restos vegetales con biochar o estruvita, identificando patrones funcionales asociados a las fases del proceso.

2. Material y Métodos

Los ensayos se realizaron en pilas volteadas de aproximadamente 400 kg, preparadas con restos vegetales y astilla de pino en proporción 3:1 (v/v), ajustadas a una relación C/N de 25 y 65% de humedad. Se compararon tres tratamientos: control sin aditivos, biochar al 10% (p/p) y estruvita al 10% (p/p). Las pilas se manejaron con aireación forzada y volteos periódicos dirigidos por la temperatura. Se tomaron muestras representativas en materias primas o inicio del proceso (MPR), fase termófila (TER), maduración (MAD) y producto final (PRF).

Las actividades enzimáticas se determinaron en extractos de compost mediante métodos espectrofotométricos adaptados a cada grupo enzimático, siguiendo de forma general los procedimientos descritos por López y col. (2007) y Jurado y col. (2014). Las actividades celulasa, xilanasa y amilasa se cuantificaron a partir de los azúcares reductores liberados desde carboximetilcelulosa, xilano o almidón, respectivamente. La β-glucosidasa y la fosfomonoesterasa alcalina se estimaron con sustratos p-nitrofenilados; la proteasa, con caseína y Folin-Ciocalteu; la lipasa, con p-nitrofenil-laurato en medio bifásico y la lacasa, mediante oxidación de siringaldazina.

Los resultados se expresaron como actividad media de tres réplicas, en µmol de producto liberado g^{-1} de compost h^{-1}, excepto lacasa, expresada como U mL^{-1} (nmol de siringaldazina oxidada mL^{-1} de extracto enzimático min^{-1}). Para cada enzima y fase del proceso se realizó un ANOVA de una vía, considerando el tratamiento como factor, seguido del test LSD de Fisher al 95% de confianza ($p<0,05$).

3. Resultados y Discusión

La evolución enzimática mostró una clara dependencia de la fase de compostaje y del aditivo incorporado (Figura 1). La β-glucosidasa presentó los valores más elevados al inicio del proceso seguidos de una disminución acusada en la fase termófila. Este patrón, junto con los máximos iniciales de lipasa, indica una intensa transformación temprana de carbohidratos fácilmente hidrolizables y sustratos hidrofóbicos. En cambio, xilanasa, celulasa y pectinasa se mantuvieron en rangos más bajos, aunque con diferencias entre tratamientos en el producto final,

probablemente asociadas a la persistencia de polímeros vegetales menos accesibles, la estabilización de enzimas y los microhábitats generados por los aditivos.

El biochar favoreció actividades relacionadas con el N y el P. La proteasa alcanzó su máximo inicial en este tratamiento, por encima de estruvita y control, mientras que la fosfomonoesterasa mostró su valor máximo durante la fase termófila. Estos resultados son consistentes con el efecto estimulador del biochar sobre la actividad enzimática descrito previamente (Jin y col., 2024).

La lacasa mostró una dinámica diferenciada respecto a las hidrolasas, con máximos asociados a etapas avanzadas en el tratamiento con estruvita. Esta respuesta sugiere una intensificación de procesos oxidativos durante la maduración, vinculados a la transformación de compuestos fenólicos y a la humificación. En el producto final, la estruvita mantuvo mayores valores de lacasa, xilanasa y fosfomonoesterasa alcalina que el control, mientras que el biochar destacó en pectinasa y lipasa, evidenciando que ambos aditivos modifican no solo la intensidad de la actividad enzimática, sino también el perfil funcional del compost maduro.

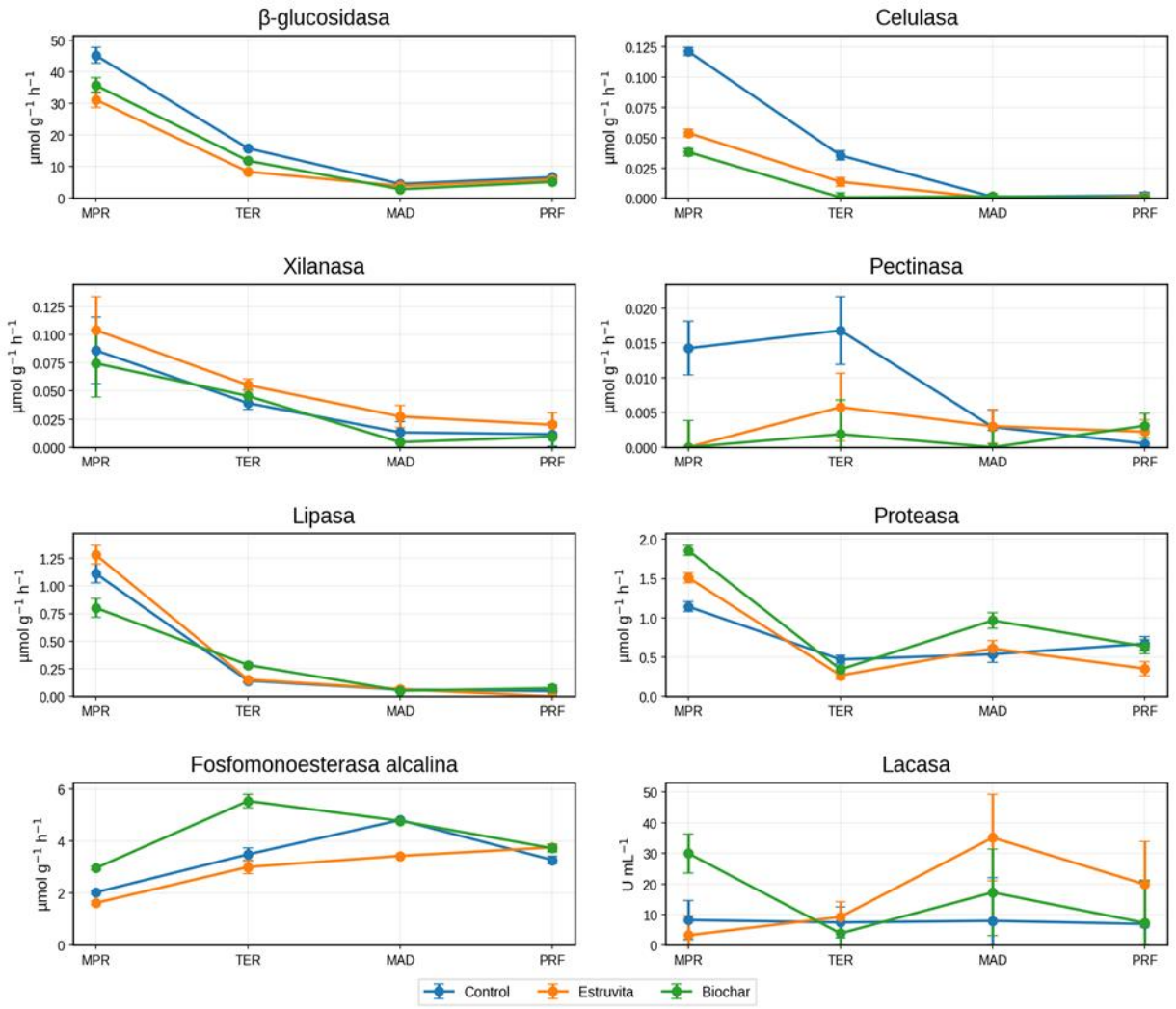


Figura 1. Evolución de actividades enzimáticas seleccionadas durante el compostaje de restos vegetales en función del tratamiento (control sin aditivos, con estruvita y con biochar). MPR: materias primas; TER: fase termófila; MAD: maduración; PRF: producto final. Los puntos representan valores medios de tres réplicas. Las barras de error corresponden al intervalo LSD de Fisher ($p<0,05$).

De acuerdo con los resultados obtenidos se pueden distinguir tres etapas funcionales: una fase inicial dominada por enzimas asociadas a sustratos fácilmente accesibles, especialmente β-glucosidasa; una fase biooxidativa/termófila en la que el biochar favoreció actividades vinculadas a proteólisis y movilización de P; y una fase de maduración en la que la lacasa adquirió mayor relevancia, especialmente con estruvita. Este patrón confirma que las actividades enzimáticas reflejan la sucesión funcional del compostaje y pueden actuar como indicadores de transformación y calidad del proceso (El Fels y col., 2024). Desde una perspectiva aplicada, la selección de aditivos puede orientar el proceso hacia objetivos específicos, como favorecer la conservación o movilización de nutrientes, intensificar la humificación o generar productos finales con funcionalidades enzimáticas diferenciadas.

4. Conclusiones

Los resultados confirman que la incorporación de biochar y estruvita modula funcionalmente el compostaje de restos vegetales, generando perfiles enzimáticos diferenciados a lo largo del proceso. Las actividades hidrolíticas, incluyendo β-glucosidasa, lipasa y carbohidrasas como celulasa, xilanasa y amilasa, reflejaron la transformación progresiva de las fracciones fácilmente degradables y lignocelulósicas, mientras que la lacasa evidenció la relevancia de los procesos oxidativos durante la maduración. En conjunto, el seguimiento enzimático discrimina respuestas funcionales específicas asociadas a cada aditivo y aporta una base para diseñar compostajes dirigidos, en los que el producto final y las actividades enzimáticas generadas puedan ajustarse a aplicaciones agronómicas o biotecnológicas concretas.

5. Bibliografía

El Fels L., Mghazli N., Hafidi M., 2024. Microbial enzymatic indices for predicting composting quality of recalcitrant lignocellulosic substrates. *Front. Microbiol.* 15, 1423728.

Jin X., Zhang T., Hou Y., Bol R., Zhang X., Zhang M., Yu N., Meng J., Zou H., Wang J., 2024. Review on the effects of biochar amendment on soil microorganisms and enzyme activity. *J. Soils Sediments* 24, 2599-2612.

Jurado M.M., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López M.J., López-González J.A., Moreno J., 2014. Evolution of enzymatic activities and carbon fractions throughout composting of plant waste. *J. Environ. Manage*. 133, 355-364.

Li A., Mai X., Huang S., Simha P., Buisman C.J.N., Chen W.S., 2025. Urine-derived solids as nutrient sources to enhance microbial wood degradation in a composting environment. *Chem. Eng. J.* 522, 167178.

López M., Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., Nichols N.N., Dien B.S., Moreno J., 2007. Lignocellulose-degrading enzymes produced by the ascomycete *Coniochaeta ligniaria* and related species: application for a lignocellulosic substrate treatment. *Enzyme Microb. Technol.* 40, 794-800.

Sánchez-Monedero M.A., Cayuela M.L., Roig A., Jindo K., Mondini C., Bolan N., 2018. Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresour. Technol.* 247, 1155-1164.

Tahsini M.J., Bouqbis L., El Fels L., Hafidi M., 2025. Composting of municipal solid waste with microbial-inoculated biochar amendment: impact on process and end-product quality. *Biochar* 7, 25.

OPTIMIZACIÓN DEL COMPOSTAJE MEDIANTE INOCULACIÓN CON BACTERIAS LÁCTICAS Y SU VALIDACIÓN AGRONÓMICA

Ahmad Abo Markeb[1,2], Iván Funes Pinter[3], Marcos Paolinelli[3], Yesica Illarreta[3], Brian Jonathan Young[4,5], Gabriel Pisi[3], Germán Aguado[3], Irene Barnech[6], Mariano Spitale[6], Antonio Arciénaga[6], Martín Uliarte[3], Pedro Federico Rizzo[1,3]

[1]BETA Tech Center (TECNIO Network), University of Vic – Central University of Catalonia, Carrer de la Laura 13, 08500 Vic, Spain.
[2] Chemistry Department, Faculty of Science, Assiut University, 71516, Assiut, Egypt.
[3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Mendoza, Agrotecnología Sostenible, Luján de Cuyo 5507, Argentina.
[4] Institute of Environmental Assessment and Water Research (IDAEA-CSIC), Carrer de Jordi Girona 18-26, 08034, Barcelona, Spain.
[5] National Institute of Agricultural Technology (INTA), Institute of Microbiology and Agricultural Zoology (IMyZA), Nicolás Reppetto 2751, B1686, Hurlingham, Argentina.
[6] Soila Bio S.A. Company, Talcahuano 638, Ciudad de Buenos Aires 1033, Argentina.

Correo electrónico: pedrofederico.rizzo@uvic.cat

Resumen: El trabajo evalúa la protocolización de un proceso de compostaje de residuos agropecuarios y agroindustriales en Luján (Buenos Aires), utilizando un inóculo mesófilo de bacterias lácticas desarrollado por la empresa Soila Bio para acelerar la estabilización y obtener un compost con valor agronómico. A partir de una mezcla de guano de gallinas ponedoras, aserrín, contenido ruminal y cáscara de papa, con chip de poda como estructurante, se compararon seis estrategias de manejo del proceso de compostaje, que variaron en el momento de inoculación y en el tamaño de las pilas. Los resultados mostraron que la combinación de inoculación y pilas bajas o la inoculación en fase de maduración mejoró la velocidad de estabilización, aunque la mejor opción operativa fue iniciar en pilas altas e inocular en la fase mesófila secundaria, por su equilibrio entre higienización, eficiencia espacial y menor número de volteos. En todos los casos, el compost alcanzó condiciones aceptables de madurez, estabilidad y ausencia de patógenos, aunque el pH final resultó levemente elevado y podría requerir una etapa de maduración más prolongada. En la fase de valorización agronómica, el compost inoculado y el no inoculado se evaluaron como enmiendas para lechuga y como componentes de sustratos para petunia, mostrando rendimientos comparables a la fertilización convencional en lechuga y buen desempeño en floración, biomasa y desarrollo radicular en petunia.

Palabras clave: Residuos agroindustriales; Maduración del compost; Enmienda orgánica; Lechuga; Petunia.

1. Introducción

La actividad agropecuaria-agroindustrial representa el 25,6 % del PBI argentino y genera grandes volúmenes de residuos orgánicos cuya disposición inadecuada provoca un fuerte impacto ambiental. En el Municipio de Luján (Buenos Aires, Argentina) esta problemática se agrava por la presencia de un vertedero a cielo abierto de 12 ha que recibe 120 t de basura diarias, lo que motivó la declaración de Emergencia Sanitaria y Ambiental en 2006 (Ordenanza Municipal Nº 6614). En este contexto, la empresa Soila Bio desarrolló un inóculo de microorganismos mesófilos (20-40 °C) patentado para acelerar el compostaje de residuos orgánicos locales, estableciendo un Convenio de Asistencia Técnica con la Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA INTA Mendoza). El objetivo general del trabajo fue evaluar el efecto

del inóculo en distintas alternativas de manejo del compostaje sobre la velocidad del proceso y la calidad del compost, así como su valorización agronómica como enmienda de suelo y componente de sustrato para cultivos florales.

2. Material y Métodos

2.1. Compostaje

Se diseñó una mezcla de guano de gallinas ponedoras, aserrín, contenido ruminal y cáscara de papa (relación C:N teórica inicial = 37,5) con chip de poda como estructurante (v:v en base húmeda= 1:3).

Se evaluó el efecto como acelerador del proceso de compostaje de un inóculo microbiano producido por la empresa Soila Bio. Este inóculo está compuesto por bacterias lácticas mesófilas, entre las que se incluyen diversas cepas de Lactobacillus (como *L. fermentum*), *Streptococcus thermophilus* y *Lactococcus lactis*. Dado que el inóculo pertenece al grupo de microorganismos mesófilos (temperatura óptima: 20-40 °C) y, por lo tanto, no tolera las altas temperaturas de la etapa termófila, se evaluó su eficacia aplicándolo en la primera etapa mesófila, evitando la etapa termófila (>45 °C), y durante la etapa final de maduración. Se evaluaron diferentes alternativas de tratamiento, variando el momento de la inoculación y la altura de la pila para prevenir las altas temperaturas que podrían dificultar el desarrollo del producto. De esta manera, se evaluaron seis tratamientos por triplicado, mediante un diseño completamente aleatorizado (DCA): T1 (tradicional, pilas altas), T2 (pilas altas, inóculo en maduración), T3 (inoculación inicial, pilas bajas y luego altas), T4 (inoculación inicial y en maduración, pilas bajas y luego altas), T5 (inoculación inicial, pilas bajas todo el proceso) y T6 (sin inocular, pilas bajas) (Fig. 1). Las pilas altas midieron 2×1,5×1,8 m y las bajas 2×0,5×4,5 m. Se aplicaron 250 g de inóculo en 20 L de material por pila. El ensayo duró 119 días, con muestreos en los días 0, 12, 55 y 119, analizando temperatura, humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), índice respirometrico estático (IRE), carbono soluble en agua (CSA), elementos potencialmente tóxicos (EPT), patógenos y fitotoxicidad (USDA y USCC, 2001; INTA, 2021; SCyMA y SENASA, 2019). Todas las pilas fueron volteadas con la misma frecuencia y se ajustó la humedad de acuerdo a la necesidad. Además, se realizó un análisis de diversidad bacteriana y fúngica mediante metagenómica.

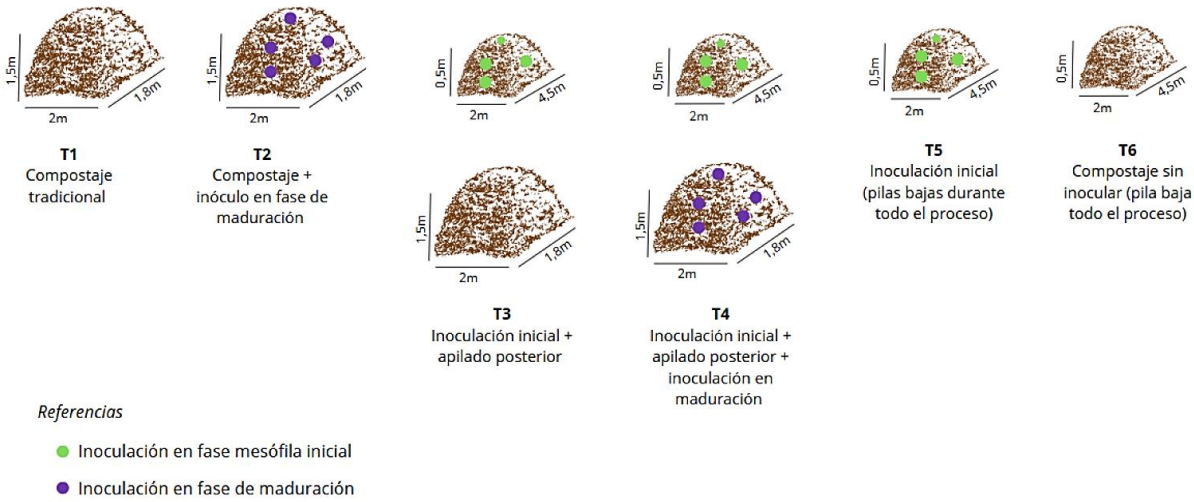


Figura 1. Descripción general de las estrategias de compostaje evaluadas.

2.2. Valorización agronómica

Se seleccionaron los compost de T1 (sin inocular, C) y T2 (inoculado en maduración, CI) para realizar dos ensayos de valorización agronómica. En lechuga (*L. sativa* var. Black Rose), bajo invernáculo en la EEA Mendoza, se aplicó un diseño en bloques completamente aleatorizado (DBCA) con tratamientos S (control), C, CI y SF (fertilización inorgánica), evaluando biomasa, índice de clorofila (ICC) y pigmentos fotosintéticos, además de parámetros de suelo. En petunia (*Petunia spp.*) se evaluaron en DCA siete sustratos: C, CI, sustrato comercial (SC), como tratamiento control, y mezclas C y CI con turba y perlita en proporciones 1:1:1 y 3:1:1, midiendo peso fresco/seco de parte aérea y radicular, ICC y número de flores/pimpollos. El análisis estadístico se realizó mediante ANOVA (Tukey, LSD-Fisher) o Kruskal-Wallis según cumplimiento de supuestos (InfoStat 2020).

3. Resultados y Discusión

3.1 Proceso de compostaje

Los tratamientos T1 y T2 (pilas altas) alcanzaron la fase termófila (>45 °C) durante un promedio de 34 días, cumpliendo los requisitos de higienización de la Resolución Conjunta 01/2019, mientras que en T3-T6 (pilas bajas) se logró mantener temperaturas por debajo de los 45-50 °C para favorecer la supervivencia del inóculo mesófilo, aunque con mayor necesidad de volteos (Tabla 1). El pH aumentó en todos los tratamientos durante los primeros 12 días por mineralización de proteínas, y la CE mostró su máximo en el mismo período por la mayor mineralización y pérdida de humedad, estabilizándose luego por debajo del límite normativo (<4 dS/m). Los compost finales de los seis tratamientos no difirieron notablemente entre sí: todos cumplieron parámetros de higienización (coliformes fecales <1000 número más probable/g de materia seca (NMP/g MS), *Salmonella* y *Ascaris* ausentes), no presentaron fitotoxicidad, estabilidad y EPT según la Norma Conjunta 01/2019, aunque el pH (8,8-9,4) superó el límite superior de la norma conjunta 01/2019 (8,5) en todos los casos, sugiriendo la necesidad de un período de maduración más prolongado. Los tratamientos T2, T4 y T6 mostraron mayor velocidad de estabilización (IRE entre 0,7 - 0,9 mg $O_2 \cdot$g MO$\cdot h^{-1}$). El análisis metagenómico identificó 419 géneros bacterianos y 241 géneros fúngicos en compost y suelo, con T3 mostrando la mayor cantidad de géneros bacterianos únicos (41) y T2 la mayor cantidad de especies fúngicas únicas (12). La relación hongo/bacteria, indicadora de la salud del ecosistema, resultó más equilibrada en T5 entre los tratamientos de compost. En conjunto, se sugiere T2 (pilas altas con inoculación en la segunda fase mesófila) como la alternativa más recomendable, al combinar el cumplimiento normativo de los requisitos de higienización con una mayor eficiencia del uso del espacio y por los beneficios brindados por el inóculo.

Tabla 1. Parámetros de calidad de los compost obtenidos en los seis tratamientos evaluados.

Parámetro	T1	T2	T3	T4	T5	T6	Resolución 01/2019
pH	8,8^{a}	8,9^{a}	8,8^{a}	9,1^{ab}	9,0^{ab}	9,4^{b}	5,0-8,5
CE (dS/m)	2,68^{a}	3,23^{ab}	3,83^{bc}	3,94^{c}	2,91^{a}	3,03^{a}	<4
C/N	14,8^{a}	15,9^{a}	15,0^{a}	14,9^{a}	15,3^{a}	15,2^{a}	<20
IRE (mg $O_2 \cdot$g MO$\cdot h^{-1}$)	1,5^{c}	0,8^{a}	1,3^{b}	0,9^{a}	1,1^{b}	0,7^{a}	≤0,5-1
Coliformes fecales (NMP/g MS)	131	105	89	51	226	172	<1000

3.2 Efectos de la enmienda de suelo sobre el cultivo de lechuga

Los tratamientos C y CI no mostraron diferencias significativas en peso fresco aéreo respecto a SF, evidenciando que el compost puede sustituir la fertilización inorgánica en este aspecto. El tratamiento CI presentó los mayores valores de ICC a los 43 días y mayor concentración de clorofila a, b y pigmentos totales, sugiriendo una mejora en las propiedades nutracéuticas del cultivo. En el suelo, los tratamientos con compost (C y CI) aportaron niveles altos de macronutrientes (N, P, K) comparables al suelo fertilizado, sin diferencias relevantes, lo que indica que el aporte orgánico puede suplir parcialmente la fertilización de síntesis.

3.3 Compost como sustrato en petunia

Los sustratos C, CI y sus mezclas presentaron pH moderadamente alcalino (7,3-8,9) y espacio poroso total cercano o superior al óptimo (>85 % en las mezclas con turba y perlita). El compost inoculado puro (CI) presentó las propiedades físico-químicas más adecuadas como sustrato, aunque C y la mezcla CI 1:1:1 también mostraron características adecuadas. En peso seco radicular, el orden fue C > CI = C1:1:1 > resto de los sustratos. El número de flores y pimpollos no mostró diferencias significativas respecto al sustrato comercial en los tratamientos C, CI y SC, validando el uso del compost puro como alternativa sustentable a sustratos comerciales en floricultura.

4. Conclusiones

La mezcla de residuos locales diseñada respondió adecuadamente al proceso de compostaje, y la aplicación del inóculo combinada con pilas de baja altura incrementó la velocidad de estabilización en varios tratamientos. El tratamiento con pilas altas e inoculación en la segunda fase mesófila (T2) resultó la alternativa más recomendable por cumplir simultáneamente con la normativa de higienización, optimizar el uso del espacio y reducir costos operativos. El compost inoculado demostró ser una enmienda de suelo eficaz, comparable a la fertilización inorgánica y con mejoras en la calidad nutracéutica de la lechuga, y un componente de sustrato viable para la producción florícola, con rendimientos similares a un sustrato comercial. Estos resultados validan la protocolización del compostaje con inóculo microbiano como una herramienta de economía circular aplicable a escala industrial.

5. Bibliografía

INTA. (2021). *Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial* (L. E. Martínez, P. F. Rizzo, P. A. Bres, N. I. Riera, M. E. Beily, & B. J. Young). Ediciones INTA.

SCyMA y SENASA. (2019). *Resolución Conjunta 1/19 - Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692/texto

USDA y USCC. (2001). *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. Edaphos International.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa Soila Bio (NF Developers) por el financiamiento y la provisión de insumos en el marco del Convenio de Asistencia Técnica Nº 29.122, al proyecto PD122 del INTA.

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL EN LABORATORIO PARA LA RECUPERACIÓN DE CALOR EN PROCESOS DE COMPOSTAJE

Mireia Ramis Masachs[1], Victor Sánchez Adiego[1] y Marga López Martínez[1]

[1]Dep. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Escola d'Enginyeria Agroalimentària i de Biosistemes de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya. c/ Esteve Terradas, 8 Ed. D4. 08860 Castelldefels

Correo electrónico: mireiaramis@proton.me

Resumen: En los procesos de compostaje se pierde energía en forma de calor debido a la actividad microbiana. La recuperación de este calor puede mejorar la eficiencia energética y la sostenibilidad de las plantas de compostaje. Este estudio revisa las bases físicas y tecnológicas de este aprovechamiento mediante una evaluación experimental en reactores parcialmente isotérmicos de 25 L. Se monitoriza la curva de temperatura utilizando dos tipos de mezclas: estiércol de caballo con poda en una ratio volumétrica de 2:1 y fracción orgánica municipal con poda en una ratio volumétrica de 1:2. El proceso se realiza por duplicado y en dos repeticiones, garantizando una aireación óptima y analizando la caracterización inicial del material para determinar su influencia en la generación calorífica. Los resultados experimentales permiten vincular la curva de temperatura, así como los parámetros del material inicial, con el potencial térmico acumulado (PTA) generado e identificar los factores limitantes del proceso. El potencial calorífico nos aporta información sobre la posibilidad de aprovechamiento calorífico para los diferentes materiales y nos permite teorizar sobre diferentes posibilidades de aprovechamiento. La propuesta de recuperación de calor en el compostaje está alineada con la transición energética y la economía circular.

Palabras clave: Fracción orgánica, estiércol de caballo, poda triturada, potencial térmico acumulado, calor latente

1. Introducción

La gestión de los residuos orgánicos es un pilar fundamental de la economía circular. En el año 2023, España alcanzó una generación total de 92.465.233 toneladas de residuos (INE, 2025). Dentro de esta cifra, las fracciones orgánicas con mayor potencial de valorización incluyen, entre otros, 988.356 toneladas de residuos vegetales y 262.229 toneladas de purín y estiércol. Además, se contabilizan más de 4 millones de toneladas de residuos domésticos similares donde se considera que un 44% de los residuos domésticos son materia orgánica (PNIR, 2009).

El compostaje es un proceso clave para la gestión de residuos orgánicos y la recuperación de sus nutrientes. Se trata de un proceso controlado de degradación biológica aeróbica donde los microorganismos liberan gran parte de la energía extraída en forma de calor. Según Haug (1993), este calor, en una pila de compostaje, se puede acumular, perder por conducción y convección o transportar. El calor de transporte es la que evacua el sistema a través del aire de ventilación (calor sensible) y el vapor de agua evaporado (calor latente), siendo este el mayoritario, un 86% de la energía generada (Smith y col., 2017). La cuantificación del calor de transporte latente generado depende de diferentes parámetros como la temperatura de la pila, la humedad del material, entre otros. (Haug, 1995).

El sistema de recuperación de calor más sencillo descrito en bibliografía es la tecnología que capta el calor mediante intercambiadores hidrónicos, como tuberías de cobre o polietileno, enterradas en el núcleo de la pila o situadas en el espacio de aire superior. Estos sistemas permiten calentar agua directamente para uso sanitario o calefacción de invernaderos, siendo considerados

los más sencillos de construir y con menores costes de mantenimiento (Malesani, 2021; Valverde-Orozco y col., 2024).

La recuperación de este calor residual para el aprovechamiento energético ofrece una alternativa técnica frente a la crisis energética europea, mejorando la sostenibilidad de las plantas de compostaje (Malesani y col., 2021). El objetivo de este trabajo es evaluar la respuesta térmica de distintas mezclas en cajas isotérmicas sin tapa de 25 L y analizar su potencial de aprovechamiento de energía calorífica, estudiando su posible potencial calorífico.

2. Material y Métodos

Se utilizaron cajas isotérmicas de poliestireno expandido de 25 L sin tapa como reactores para reproducir las condiciones de compostaje a pequeña escala, mantener al máximo el calor generado durante el proceso y despreciar las pérdidas de calor por conducción. Se realizaron dos repeticiones con cuatro neveras perforadas para garantizar la aireación. Se testaron dos mezclas distintas:

Mezcla 1: Fracción orgánica de residuos municipal proveniente de la cafetería de la Universidad Politécnica de Castelldefels (UPC–Castelldefels) y poda triturada (FORM+poda) con una proporción en volumen de 1:2. Con una densidad de 0,396 kg/L y una humedad del 35%. Podemos ver esta mezcla en la Figura 1 donde se ven las neveras 1 y 2.

Mezcla 2: Estiércol de caballo y poda triturada (EST+poda) con una proporción en volumen 2:1 en la primera repetición y de 3:1 en la segunda. Con una densidad resultante de 0,279 kg/L y una humedad de 47 %. Esta mezcla corresponde a las neveras 3 y 4.

Las mediciones de temperatura se realizaron cada 2 horas mediante sensores programados con los que también se controló la temperatura ambiente. Durante el proceso se controló el estado del material y su humedad. Se hizo un aporte de material adicional en la fracción orgánica el día 38. Al final del proceso, y después de un cribaje del compost final a 10 mm, se caracterizaron las muestras en los laboratorios de la UPC–Castelldefels analizando los siguientes parámetros: Densidad, humedad, pH, conductividad eléctrica, carbonatos totales por calcímetro de Bernard, contenido de nitrógeno orgánico y estabilidad con un test de autocalentamiento.

Figura 1. Neveras con la mezcla y su ubicación durante la fase experimental. Primera repetición de FORM+poda.

3. Resultados y Discusión

Las curvas de temperatura obtenidas en la primera repetición de las dos muestras se muestran en la Figura 2, donde se muestra la temperatura neta respecto los días del proceso. En la FORM+poda se consiguió una fase termófila los seis primeros días. Se puede observar el efecto positivo de mezclar y añadir agua en los días 6, 15, 17, 20, 24 y 25. Así, como el repunto al añadir materia orgánica el día 38, aunque no fue suficiente para reiniciar una etapa termófila exitosa. En

EST+poda no se obtuvo una curva termófila adecuada debido al contenido elevado en materia carbónica en el estiércol de caballo, se ha comprobado que la muestra de estiércol tiene un alto contenido en paja y no fue humedecida lo suficiente durante el proceso.

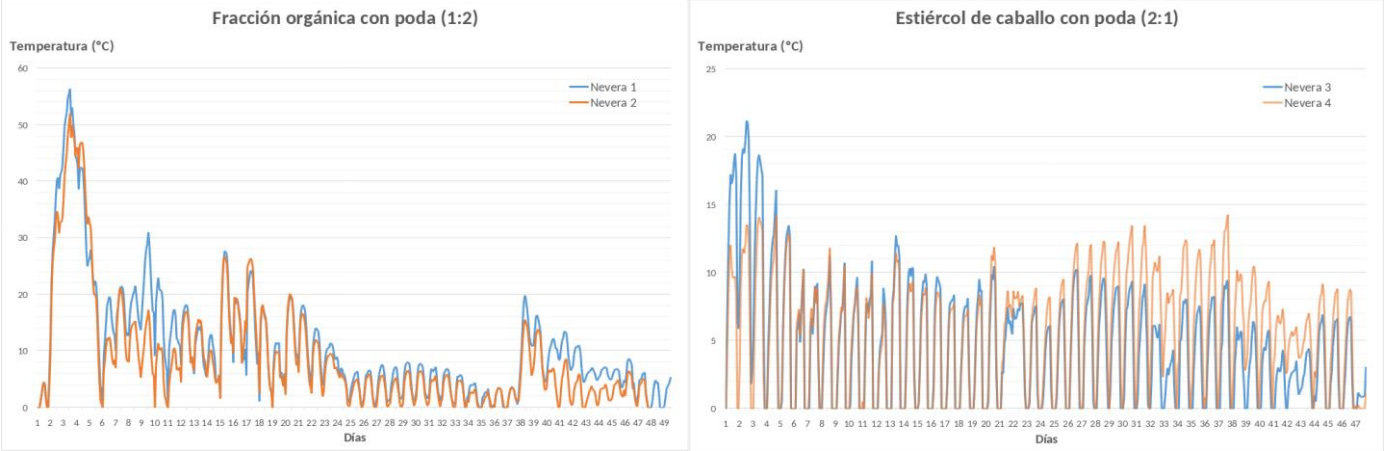


Figura 2. Respuesta térmica en la primera repetición para las dos mezclas FORM+poda y EST+poda.

El potencial térmico acumulado (PTA) para la mezcla FORM+poda ($4{,}15 \cdot 10^7$ ºC·s) superó significativamente al de EST+poda ($1{,}7 \cdot 10^7$ ºC·s), evidenciando la mayor biodegradabilidad de la fracción orgánica municipal. Dependiendo de la estrategia de transferencia calórica implementada, este PTA se puede transformar en una potencia calorífica útil diferente. Utilizando el método TEM (Fan y col., 2021) y calores específicos ponderados (2,41 kJ/kg para FORM+poda y 3,20 kJ/kg para EST+poda) (Nayyeri y col., 2009; Yeh y col., 2020), se estimó un calor sensible acumulado de 1,29 MJ para FORM+poda y 0,40 MJ para FEM+poda. Dado que el diseño de los reactores no tiene tapa, se estima que el 86% de la energía generada se evacua en forma de calor latente por vaporización de agua, siguiendo los criterios de (Smith y col. 2017). A pesar de la pequeña escala, los valores son coherentes con la recuperación de 14.528 W (0,105 MJ/kg de materia seca) reportada en pilas industriales por (Valverde-Orozco y col., 2024), planteando el uso de estos sistemas parcialmente isotérmicos para predecir el PTA.

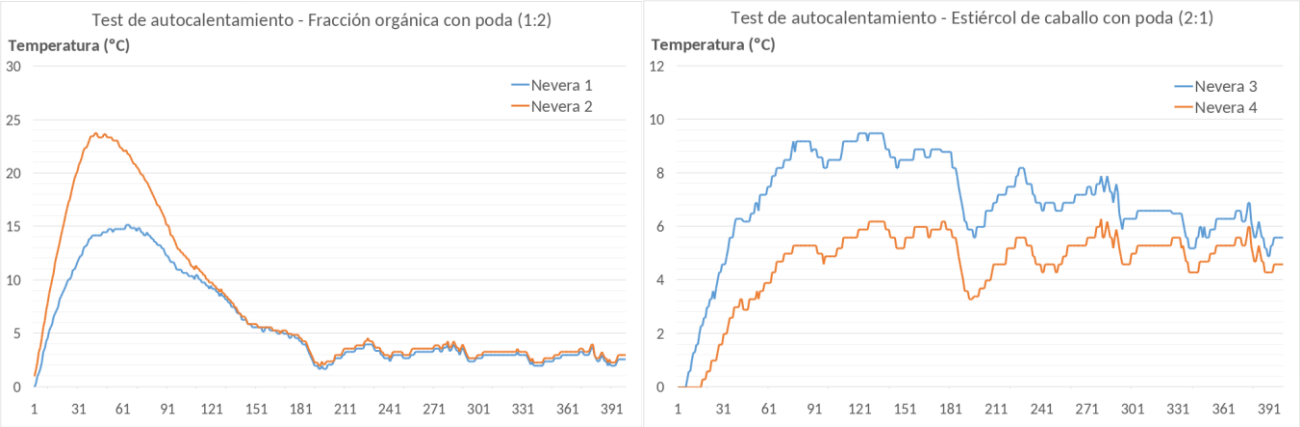


Figura 3. Resultados de los tests de autocalentamiento para las dos mezclas FORM+poda y EST+poda.

Los resultados para el test de autocalentamiento de los materiales compostados obtenidos en la primera repetición muestran un compost de Grado III y Grado IV para FORM+poda y de Grado V para EST+poda, según el índice Rottegrade. Lo que nos muestra un material bastante bien estabilizado, a excepción de la nevera 2 (FORM+poda) debido seguramente a la adición de materia orgánica el día 38 que no llegó a ser compostada. El compost final tiene una humedad de entre el 26 y 27 para la FORM+poda y de 36 y 50 para el EST+poda.

4. Conclusiones

La fase experimental validó que la mezcla de fracción orgánica con poda genera curvas térmicas óptimas para el aprovechamiento energético, confirmando que los reactores de 25 L reproducen fielmente las condiciones necesarias para un proceso de compostaje óptimo. Por el contrario, la mezcla de estiércol y poda no alcanzó un proceso satisfactorio debido a una humedad insuficiente y un desequilibrio en la relación C/N por el exceso de paja.

El cálculo de energía sensible es de 1,29 MJ para FORM y este valor representa solo el 14% del potencial calorífico total. Dado el diseño sin tapa del experimento, el 86% restante se evacuó como calor latente, sugiriendo un potencial calorífico elevado si se implementara un sistema capaz de retener este calor. El test de autocalentamiento (Grados III a V) indica la obtención de un compost estabilizado, demostrando que la recuperación de calor es compatible con la calidad final del producto, en línea con los objetivos de Economía Circular.

5. Bibliografía

PNIR, 2009. Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015. Boletín Oficial del Estado (BOE) nº 4, de 26 de febrero de 2009, pp. 19893-20016.

Instituto Nacional de Estadística (2025) *Estadística sobre recogida y tratamiento de residuos. Año 2023. Tablas 01002 y 02003.* https://www.ine.es/dyngs/INEbase/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176844&idp=1254735976612 (fecha de consulta: 14/06/2026).

Fan S., Li A., ter Heijne A., Buisman C., Chen W., 2021. Heat potential, generation, recovery and utilization from composting: A review. *Resour. Conserv. Recycl.* 175, 105850

Haug R.T., 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. *Lewis Publishers, Boca Raton, Florida*, USA. 717 pp.

Malesani R., Pivato A., Bocchi S., Lavagnolo M., Muraro S., Schievano A., 2021. Compost heat recovery systems: an alternative to produce renewable heat and promoting ecosystem services. *Environ. Chall.* 4, 100131.

Nayyeri M.A., Kianmehr M.H., Arabhosseini A., Hassan-Beygi S.R., 2009. Thermal properties of dairy cattle manure. *Int. Agrophysics* 23, 359-366

Rychter P., Grabowska K., Szymanek I., Krzywanski J., 2025. Eco-harvesting heat – a critical review with innovative energy solutions for organic waste. *Energy* 335, 137834.

Smith M.M., Aber J.D., Rynk R., 2017. Heat recovery from composting: a comprehensive review of system design, recovery rate, and utilization. *Compost Sci. Util. 25*, S11-22.

Valverde-Orozco V., Gavilanes-Terán I., Idrovo-Novillo J., Ramos-Romero S., Valverde-Quiroz D., Idrovo-Gavilanes J., Paredes C., 2024. Approach to the circular economy through agro-livestock waste composting with heat recovery and agricultural use of the resulting compost. *Sustain. Chem. Pharm.* 41, 101730

Yeh C.K., Lin C., Shen H.C., Cheruiyot N.K., Camarillo M.E., Wang C.L., 2020. Optimizing food waste composting parameters and evaluating heat generation. *Appl. Sci.* 10(7), 2284.

BIORREFINERÍA BASADA EN MICROALGAS PARA LA VALORIZACIÓN CIRCULAR DE DIGESTATO PORCINO

Z.E. Blesa Marco[1], M. Martínez-Quintela[1], S. Masias[1], M. Calvo[2], F. López Lasaosa[2], J. González-Camejo[1]

[1]BETA Technological Center. Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya. Ctra. de Roda, 70, 08500 Vic-Barcelona, Spain.
[2]Fertinagro Organia, S.L.U., Valle de Las Cenizas S/N, 44770, Escucha, Teruel, Spain.

Resumen: La codigestión anaerobia es una tecnología consolidada para la gestión de subproductos animales y la producción de biogás, aunque la valorización del digestato continúa siendo un reto técnico y ambiental. Este trabajo evaluó, a escala piloto, un esquema integrado de biorrefinería para residuos del sector porcino basado en codigestión anaerobia, separación sólido-líquido del digestato y cultivo de microalgas. Tras la evaluación inicial de diferentes sustratos y mezclas, se seleccionó una formulación con purín porcino como componente mayoritario y fracciones complementarias de matadero para operar un reactor continuo. El sistema mostró un funcionamiento estable durante un periodo prolongado, con producción sostenida de metano, aunque condicionado por elevadas concentraciones de amonio y sólidos en el digestato. La separación sólido-líquido permitió obtener una fracción líquida más adecuada para el cultivo de microalgas, si bien fue necesario trabajar con bajas proporciones de digestato en el medio de cultivo. En condiciones preindustriales, el sistema permitió generar biomasa microalgal con potencial como ingrediente para fertilizantes orgánicos o productos bioestimulantes. En conjunto, los resultados muestran que la integración de digestión anaerobia, separación y cultivo de microalgas puede mejorar la valorización del digestato porcino, aunque su escalado requiere optimizar la calidad del efluente, la estabilidad del cultivo y la recuperación eficiente de nutrientes.

Palabras clave: Biorrefinería, microalgas, digestato, subproductos animales, tecnologías.

1. Introducción

Los subproductos animales (SANDACH) y las deyecciones ganaderas requieren estrategias de gestión que reduzcan sus impactos ambientales y permitan recuperar energía y nutrientes. En regiones con elevada especialización porcina, como Cataluña, la aplicación directa de purines se encuentra limitada por la acumulación de nutrientes y el riesgo de contaminación por nitratos. La codigestión anaerobia permite mejorar la estabilidad del proceso y la producción de biogás mediante la combinación de sustratos complementarios; sin embargo, la gestión del digestato sigue siendo una de las principales limitaciones de estas plantas.

La separación sólido-líquido puede facilitar el manejo del digestato y generar fracciones con usos diferenciados, mientras que el cultivo de microalgas ofrece una vía para recuperar nitrógeno y fósforo en forma de biomasa valorizable. Bajo esta premisa, este trabajo evaluó un esquema integrado de biorrefinería basado en codigestión anaerobia, separación del digestato y cultivo de microalgas para valorizar subproductos porcinos dentro de un modelo de bioeconomía circular.

2. Material y Métodos

2.1 Esquema de biorrefinería

Se implementó y evaluó un esquema de biorrefinería a escala piloto compuesto por cuatro etapas principales: (i) mezcla de sustratos, (ii) codigestión anaerobia (AcoD), (iii) separación sólido-líquido del digestato y (iv) cultivo de microalgas. El sistema se diseñó con el objetivo de integrar la valorización energética y la recuperación de nutrientes a partir de subproductos de origen porcino.

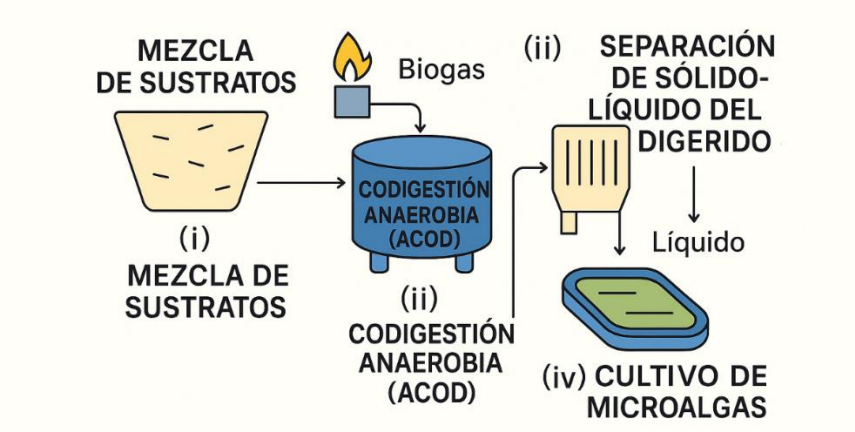


Figura 1. Esquema de biorrefinería

2.1.1. Mezcla de sustratos y ensayos BMP

Se evaluaron diversos residuos ganaderos y de matadero mediante ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP), realizados por triplicado siguiendo protocolos estandarizados. Se analizaron ocho sustratos con amplia variabilidad fisicoquímica (contenido en sólidos, materia orgánica y nutrientes), así como siete mezclas representativas. Los ensayos se llevaron a cabo en botellas de 1,1 L bajo condiciones mesofílicas (37 °C) y anaerobias, utilizando un inóculo procedente de digestión industrial. La producción de biogás se monitorizó mediante medición de presión y cromatografía de gases.

2.1.2. Codigestión anaerobia a escala piloto

A partir de los resultados BMP, se seleccionó una mezcla compuesta principalmente por purín porcino junto con otros dos componentes de la industria cárnica para su evaluación en un reactor continuo. El sistema operó durante aproximadamente 390 días en condiciones mesofílicas (37 °C) con una carga orgánica de 0,60 kg de sólidos volátiles (SV) $m^{-3}\,d^{-1}$. La producción de biogás se cuantificó mediante caudalímetro.

2.1.3. Separación sólido-líquido del digestato

El digestato generado se sometió a centrifugación, tanto de forma directa como combinada con floculación mediante polímeros comerciales. Se realizaron ensayos de jarras con diferentes dosis de floculante para optimizar la eliminación de sólidos y mejorar la calidad de la fracción líquida. Tras la separación, ambas fracciones fueron caracterizadas para evaluar la redistribución de nutrientes.

2.1.4. Cultivo de microalgas

Se empleó un cultivo mixto autóctono dominado por microalgas del género *Chlorella*, previamente aclimatado a digestato diluido. Se realizaron experimentos en fotobiorreactores interiores y sistemas abiertos tipo raceway. Se evaluó el crecimiento en diferentes concentraciones

de amonio, utilizando la densidad óptica como indicador de biomasa. Las condiciones operativas simularon entornos reales, incluyendo ciclos luz-oscuridad y ausencia de control de pH.

2.2 Métodos analíticos y cálculos

Los parámetros fisicoquímicos se determinaron mediante métodos normalizados descritos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA & WEF, 2023). Se calcularon rendimientos teóricos de metano mediante la ecuación de Buswell (Buswell & Mueller, 1952), asó como indicadores energéticos y parámetros cinéticos de crecimiento microalgal basados en modelos cinéticos de crecimiento microbiano descritos por Monod (1949). El tratamiento estadístico incluyó ANOVA y pruebas post-hoc con un nivel de significancia de $p < 0{,}001$.

3. Resultados y Discusión

3.1 Selección de sustratos para codigestión anaerobia

Los ensayos BMP evidenciaron una elevada variabilidad entre sustratos, con menor potencial metanogénico en el purín porcino y mayores rendimientos en subproductos de matadero. La selección de la mezcla final no se basó únicamente en el rendimiento de metano, sino también en la disponibilidad local, la estabilidad esperada del proceso y la viabilidad de operación a escala piloto.

3.2 Operación prolongada del proceso AcoD

La codigestión anaerobia a escala piloto operó durante aproximadamente 390 días en condiciones mesofílicas, manteniendo actividad metanogénica estable pese a la elevada carga nitrogenada. Tras una fase inicial de estabilización, se observaron episodios puntuales de menor rendimiento y un aumento transitorio de la relación ácidos grasos volátiles (AGV)/alcalinidad, sin llegar a producirse acidificación gracias a la elevada capacidad tampón del sistema. A partir de la fase intermedia-final, la productividad de metano mejoró progresivamente, coincidiendo con una reducción de sólidos volátiles y una disminución gradual del amonio, lo que sugiere adaptación microbiana al estrés por nitrógeno. Este comportamiento ha sido descrito previamente en sistemas de digestión anaerobia sometidos a altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, donde la adaptación gradual de la comunidad microbiana permite recuperar la estabilidad y mantener la producción de metano (Chen y col., 2008). El proceso mostró, por tanto, una elevada resiliencia operativa, aunque la necesidad de tiempos de retención largos podría limitar su viabilidad económica a escala industrial.

3.3 Separación sólido-líquido del digestato

La centrifugación simple presentó una eficiencia limitada en la eliminación de sólidos suspendidos. En cambio, la floculación asistida con polímero mejoró significativamente la separación, alcanzando eliminaciones de sólidos totales y volátiles. El efecto del polímero sobre la composición disuelta fue reducido: el amonio permaneció mayoritariamente en la fracción líquida, mientras que la materia particulada y parte del fósforo se concentraron en la fracción sólida. Estos resultados indican que la combinación floculación-centrifugación genera un licor clarificado apto para su valorización posterior, aunque requiere dilución previa para el cultivo de microalgas debido a su elevada concentración de amonio.

3.4 Cultivo de microalgas y valorización de coproductos

El cultivo microalgal mostró mejores tasas de crecimiento en condiciones interiores que en exteriores. El aumento de la proporción de digestato redujo el crecimiento principalmente por limitación lumínica y desequilibrios nutricionales, más que por toxicidad directa del amoníaco libre. Resultados similares han sido observados en sistemas de cultivo de microalgas sobre digestatos anaerobios, donde la dilución del efluente y la disponibilidad lumínica constituyen factores clave para maximizar el crecimiento y la recuperación de nutrientes. A pesar de ello, se confirmó la viabilidad de producir biomasa microalgal sobre medios derivados de digestato. En conjunto, el esquema de biorrefinería permitió obtener cuatro bioproductos valorizables: biogás, fracción sólida rica en fósforo, biomasa microalgal rica en nutrientes y una fracción líquida tratada con potencial para fertirrigación, reforzando así la integración de recuperación energética y reciclaje de nutrientes en un marco de bioeconomía circular. Este enfoque coincide con las estrategias recientes de biorrefinería orientadas al cierre de ciclos de carbono y nutrientes mediante el acoplamiento de la codigestión anaerobia y el cultivo de microalgas (González-Camejo y col., 2022).

4. Conclusiones

La integración de codigestión anaerobia, separación sólido-líquido y cultivo de microalgas mostró potencial para mejorar la valorización de subproductos porcinos y del digestato generado. La codigestión permitió estabilizar mezclas complejas y producir biogás de forma sostenida, aunque la elevada carga de amonio y sólidos del digestato condicionó su uso directo en el cultivo microalgal. La separación sólido-líquido, especialmente asistida por floculación, mejoró la calidad de la fracción líquida y facilitó su uso como medio de cultivo. A pesar de las limitaciones observadas en el crecimiento de microalgas, la biomasa obtenida y la fracción sólida del digestato presentan potencial como ingredientes para fertilizantes orgánicos o mineral-orgánicos. En conjunto, el esquema evaluado constituye una alternativa prometedora dentro de la bioeconomía circular, aunque requiere optimización del pretratamiento del digestato y validación agronómica de los bioproductos obtenidos.

5. Bibliografía

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2023. Standard methods for the examination of water and wastewater, 24th ed. APHA Press, Washington, DC.

Buswell A.M., Mueller H.F., 1952. Mechanism of methane fermentation. Ind. Eng. Chem. 44(3), 550-552.

Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technol. 99(10), 4044-4064.

González-Camejo J., Aparicio S., Ruano M.V., Borrás L., Barat R., Ferrer J., 2022. Cultivation of microalgae on liquid anaerobic digestate for nutrient recovery and biomass production: A review. Environ. Chem. Lett. 20(6), 4585-4600.

Monod J., 1949. The growth of bacterial cultures. Annu. Rev. Microbiol. 3, 371-394.

6. Agradecimientos

Este trabajo de investigación se enmarca en el proyecto «ALGA-GESTION», financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) y por el programa «NextGenerationEU-PRTR» de la Unión Europea. El coautor J. González-Camejo también agradece al Departament de Recerca i Universitats de la Generalitat de Catalunya por su apoyo a través de la ayuda posdoctoral Beatriu de Pinós (BP2023-00222).

USO DE BIOCHAR EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGRÍCOLAS Y GANADEROS: IMPACTO SOBRE EL PROCESO Y LAS PROPIEDADES DEL COMPOST

N. Manrique Córdoba[1], M.A. Bustamante[1], E. Martínez-Sabater [1], L. Orden[1], E. Agulló[1], J. García García[2], B. García Castellanos[2], C. Álvarez-Alonso[1], J.A. Sáez-Tovar[1], M.D. Pérez-Murcia[1], R. Moral[1]

[1]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

[2]Dpto. de Bioeconomía, Agua y Medio Ambiente, Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Medioambiental (IMIDA), 30150, Murcia, España.

Correo electrónico: nmanrique@umh.es

Resumen: En los últimos años, la gestión de residuos orgánicos ha evolucionado hacia modelos de economía circular, en los que los residuos se transforman en recursos aprovechables, reduciendo su eliminación en vertederos y los impactos ambientales asociados. En este contexto, la optimización del proceso de compostaje, como herramienta clave para la gestión y valorización de los flujos residuales orgánicos, es esencial para garantizar las condiciones del proceso, así como para incrementar la calidad del producto final. En este sentido, la incorporación del biochar en el proceso de compostaje supone una estrategia innovadora para mejorar la eficiencia y ciertas condiciones del proceso, así como para potenciar las características del compost final obtenido, proporcionándole un valor añadido. Sin embargo, los efectos de la incorporación de biochar a la mezcla a compostar dependen, en gran medida, de las características del biochar y de las condiciones en las que se desarrolla el proceso. Por ello, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto sobre la dinámica del proceso de compostaje y en las características finales del compost obtenido de la incorporación de biochar en el proceso de compostaje de diferentes mezclas de residuos de origen agrícola y ganadero (residuos de brócoli, estiércol de cabra, astillas de madera y sarmiento en diferentes proporciones). Los resultados obtenidos han mostrado una clara influencia de la composición de las mezclas sobre la evolución del proceso, así como en las características finales de los compost obtenidos, proporcionando así una información clave para la optimización de las condiciones del proceso y de las características del compost final.

Palabras clave: compost, economía circular, biochar, residuos orgánicos, calidad del compost.

1. Introducción

En los últimos años, la gestión de residuos orgánicos ha evolucionado hacia modelos de economía circular, en los que los subproductos agropecuarios se transforman en recursos aprovechables, reduciendo su eliminación en vertederos y mitigando las emisiones de gases de efecto invernadero El compostaje destaca como una herramienta biológica clave para la estabilización y valorización de estos flujos (Álvarez-Alonso y col., 2025). No obstante, limitaciones operacionales como pérdidas de nitrógeno por volatilización, largos periodos de maduración y bajas temperaturas en mezclas heterogéneas dificultan la eficiencia del proceso.

La incorporación de biochar (carbón vegetal derivado de la pirólisis de biomasa) en el compostaje es una estrategia técnica y económicamente viable. Debido a su elevada porosidad, área superficial y capacidad de intercambio catiónico, el biochar optimiza la aireación, retiene humedad y actúa como soporte físico para la microbiota del compost (Sánchez-Monedero y col., 2021). A pesar de sus ventajas teóricas, los efectos reales de su adición dependen estrictamente del tipo de biomasa precursora del biochar y de la naturaleza fisicoquímica de los residuos a compostar. Por ello, el

objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la incorporación de biochar de alperujo sobre la dinámica térmica y la evolución fisicoquímica de diferentes mezclas de residuos regional (brócoli, estiércol de cabra, astillas de madera y sarmiento de vid).

2. Materiales y Métodos

El estudio experimental se llevó a cabo en las instalaciones de la planta de compostaje CompoLab, (EPSO-UMH). Se diseñó y elaboró cuatro mezclas de residuos orgánicos integrada por: restos de cultivo de brócoli, estiércol de cabra, restos de poda de vid y astillas (chips) de poda de arbolado urbano, en diferentes proporciones en base al peso fresco para obtener relaciones C/N óptimas (25 ± 2). Cada mezcla base se subdividió en dos tratamientos: control (sin biochar) y enmendado con 5% (p/p) de biochar. El biochar (pH 9,47, Conductividad Eléctrica (CE): 0,45 dS m^{-1}, Carbono total (COT): 68,2%,Nitrogeno total (NT): 0.37%, Materia Orgánica (MO): 117,304%) utilizado como aditivo se obtuvo mediante un proceso de pirólisis continua de alperujo (Carboliva®). Se conformaron un total de 8 pilas de compostaje trapezoidales (2 m × 5 m × 1 m) (Tabla 1).

Tabla 1. Proporciones de las diferentes mezclas de compostaje.

Pila compost	Brócoli (%)	Estiércol (%)	Poda arbolado (%)	Poda vid (%)	Biochar (%)
1	17	33	0	50	0
2	33	17	0	50	0
3	17	33	50	0	0
4	33	17	50	0	0
5	17	33	0	50	5
6	33	17	0	50	5
7	17	33	50	0	5
8	33	17	50	0	5

El compostaje consistió en una fase bioxidativa de 60 días seguida de una fase de maduración de 30 días, realizándose cuatro volteos mecánicos durante el proceso para asegurar la homogenización y oxigenación. La temperatura se monitorizó de forma continua mediante sensores digitales introducidos en diferentes sectores de las pilas. A lo largo de este periodo, se mantuvieron las condiciones de humedad dentro de los rangos óptimos mediante riegos manuales. Se efectuaron un total de tres muestreos durante la etapa bioxidativa del proceso (15, 30 y 45 días), recolectando submuestras de diferentes puntos de cada pila las cuales se homogeneizaron para constituir una muestra compuesta por tratamiento. Posteriormente, las muestras fueron secadas en estufa a 40 °C, trituradas mediante un molino de cuchillas y tamizadas a través de una malla con apertura de 0,5 mm antes de los análisis físicos y químicos. Se realizó la caracterización físico-química de los residuos orgánicos (Paredes et al., 2015).

3. Resultados y Discusión

La temperatura es el indicador directo de la actividad metabólica microbiana. Los indicadores térmicos (Tabla 2) revelaron variaciones estadísticamente significativas ($p < 0,0001$) inducidas por la adición de biochar.

Las pilas adicionadas con biochar exhibieron un incremento notable en su potencial exotérmico. El caso más destacado se observó al comparar la Pila 2 (Control) con la Pila 6 (Biochar), donde la temperatura máxima se elevó de 48,95 °C a 61,23 °C, incrementando el índice EXI^2 de 1280 a 2311. Esto demuestra que la alta porosidad del biochar mejora la retención de oxígeno, estimulando las comunidades de microorganismos termófilos. Por el contrario, los controles 2, 3 y 4 no lograron

superar el umbral crítico de 50°C, comprometiendo la correcta higienización y eliminación de patógenos. En la Tabla 3 podemos observar la evolución de los parámetros químicos clave a los 15, 30 y 45 días del proceso.

Tabla 2. Indicadores exotérmicos del proceso de compostaje de cada una de las pilas evaluadas.

Pila Compost	Temp. Media (ºC)	Temp. Máxima (ºC)	Temp. Mínima (ºC)	EXI² (ºC)
1	29,19 d	56,00 e	16,26 bc	1834 e
2	25,43 b	48,95 d	11,23 a	1280 d
3	26,63 c	44,43 c	18,00 cd	977 c
4	22,84 a	39,44 a	14,89 b	691 a
5	30,49 e	55,76 e	17,09 c	1813 e
6	30,98 e	61,23 f	11,23 a	2311 f
7	33,54 f	49,00 d	19,80 e	1285 d
8	28,69 d	41,84 b	19,27 de	822 b
p-valor	***	***	***	***

EXI²: diferencia cuadrática entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente. Prueba LSD de Fischer. ***: diferencias significativas entre tratamientos para *p < 0,0001.* Letras diferentes dentro de una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (*p < 0,05).*

Tabla 3. Evolución de los parámetros fisicoquímicos y químicos durante el proceso.

Pila compostaje	Humedad (%)	pH	CE (ds m^{-1})	MO (%)
		Día 15		
1	72,70 c	8,23 d	5,76 c	79,20 b
2	69,87 bc	7,78 ab	4,97 b	80,90 b
3	69,37 bc	7,97 c	5,78 c	80,03 b
4	62,87 a	7,93 bc	5,58 c	72,97 a
5	63,70 a	8,34 d	5,58 c	83,47 c
6	68,73 bc	8,21 d	5,17 b	80,03 b
7	67,03 ab	7,74 a	4,04 a	84,73 c
8	68,87 bc	7,90 abc	4,29 a	83,47 c
p-valor	*	***	***	***
		Día 30		
1	65,67 cde	8,70 c	6,80 d	72,83 b
2	71,17 e	8,71 c	6,51 c	70,57 a
3	56,00 a	8,31 a	5,85 b	80,10 f
4	63,67 bcd	8,30 a	5,65 b	78,10 ef
5	59,43 ab	8,75 c	6,52 c	74,13 bc
6	65,33 bcde	8,82 c	5,81 b	76,43 de
7	68,07 de	8,50 b	4,87 a	77,80 de
8	60,10 abc	8,41 ab	4,98 a	75,83 cd
p-valor	**	***	***	***
		Día 45		
1	69,90	8,94 de	6,80 f	67,93 bc
2	60,83	8,90 cde	5,45 c	68,03 c
3	71,50	8,73 abc	5,65 d	69,90 de
4	61,77	8,60 a	4,79 b	68,97 cd
5	70,50	9,02 e	5,66 d	71,03 e
6	60,23	9,32 f	5,88 e	68,27 cd
7	63,90	8,80 bcd	4,59 a	61,87 a
8	62,97	8,62 ab	4,69 ab	66,13 b
p-valor	*ns*	***	***	***

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica. Prueba LSD de Fischer. ns: no significativo; *, **, ***: diferencias significativas entre tratamientos para *p < 0,01, p < 0,001y p < 0,0001, respectivamente*. Letras diferentes dentro de una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (*p < 0,05).*

A lo largo de los 45 días reportados, la degradación de la MO Evidenció la superioridad catalítica del biochar. Los tratamientos de control redujeron su MO de manera leve y lineal: la Pila 3 decreció un 12,6% relativo entre el día 15 y el 45. En marcado contraste, la Pila 7 (con biochar) experimentó la mayor tasa de mineralización neta, descendiendo bruscamente del 84,73% (día 15) al 61,87% (día 45), lo que representa una reducción neta del 26,9% de su masa orgánica inicial en ese tramo.

El pH aumentó en todas las pilas debido a la degradación de proteínas y la consecuente liberación de amoníaco. Este comportamiento alcalino fue ligeramente superior en las pilas con biochar (alcanzando un máximo de 9,32 en la Pila 6), atribuido al pH básico intrínseco del biochar de alperujo (9,47). Por su parte, la CE se incrementó progresivamente por la concentración de sales solubles producto de la mineralización. Cabe notar que las mezclas con sarmiento (Pilas 1, 2, 5, 6) mostraron una salinidad consistentemente mayor que aquellas formuladas con poda de arbolado urbano (Pilas 3, 4, 7, 8).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran que la incorporación de biochar (5%) ejerce un efecto sinérgico positivo en el co-compostaje de residuos agrícolas y ganaderos. En las pilas enmendadas se evidenció una mayor respuesta exotérmica, así como el mantenimiento de temperaturas óptimas (>50 °C), las cuales son necesarias para garantizar un producto sanitariamente seguro e higienizado. Asimismo, la evolución de parámetros clave como el pH y la CE indica que el compost obtenido posee un alto valor agronómico, posicionándolo como una enmienda ideal para su aplicación en suelos agrícolas dentro de un marco de economía circular.

5. Bibliografía

Álvarez-Alonso C., I. Nogues, E. Pallozzi, W. Stefanoni, F. Pietrini, L. Sosa, N. Manrique-Cordoba, M.D. Perez-Murcia, R. Moral, M.A. Bustamante. 2025. Impact of composts from decentralized composting models on *R. officinalis* physiology and nutrient contents under abiotic stress. *J Environ Manag.* 392, 12693.

Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, A., Agulló, E. & J. Moreno-Caselles (2015). Valorization of Mediterranean livestock manures: composting of rabbit and goat manure and quality assessment of the compost obtained. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 46, 248-255.

Sánchez-Monedero, M.A., Sánchez-García, M., Castejón-del Pino, R., Fornes, F., Belda, R.M., Lidón, A., Cayuela, M.L. 2021. Biochar as an additive in composting: impact on process performance and on the agronomical quality of the end product. *Acta Hortic.* 1317, 175-188.

6. Agradecimientos

Esta actividad ha sido financiada por el contrato entre IMIDA y HORFRUSA S.L., en colaboración con CIAGRO-UMH, en el ámbito del proyecto: *Elaboración de compostaje de cercanía a partir de residuos vegetales y animales destinado a fertilización orgánica de bróculi*. Además, se reconoce el financiamiento del contrato Santiago Grisolía (CIGRIS/2023/053) otorgado a la primera autora de este trabajo.

EVALUACIÓN DE MADUREZ Y ESTABILIDAD DURANTE EL COMPOSTAJE DE SUBPRODUCTOS DE LA PALMA DATILERA

Remigio Paradelo Núñez[6], Boutalbi Houda[1], Guimeur Kamel[1], Mahtali Sbih[2], Merad Mira[3], Riki Mustapha Nadir[1], Khelef Yahia[4], Morvan Xavier[5]

[1] *Department of Agricultural Sciences, University of Biskra / Laboratory of Ecosystem Diversity and Dynamics of Agricultural Production Systems in Arid Zones (DEDSPAZA), Algeria.*

[2] *Institute of Veterinary Sciences and Agronomic Sciences, University of Batna 1, Algeria.*

[3] *Department of Agricultural Sciences, University of Biskra, Laboratory of Promotion of Agricultural Innovation in Arid Regions (PIARA), Algeria.*

[4] *Laboratory of Biology, Environment and Health (LBEH), Department of Cellular and Molecular Biology, Faculty of Natural Science and Life, University of El Oued, Algeria.*

[5] *Université de Reims Champagne-Ardenne, GEGENA, 51100, Reims, France.*

[6] *Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela.*

Correo electrónico: remigio.paradelo.nunez@usc.es

Resumen: Los residuos de palma datilera representan un importante desafío ambiental en muchos países productores de dátiles. El presente estudio analiza la madurez y estabilidad de los compost derivados de residuos de palma datilera co-compostados con estiércol o lodos de depuradora. El compostaje se llevó a cabo durante 45 días en reactores cerrados con aireación forzada. Se monitorizaron diversos indicadores fisicoquímicos y biológicos: temperatura, pH, materia orgánica y nitrógeno total, relación C/N, carbono soluble, tasa de respiración e índice de germinación de berro. Todas las mezclas exhibieron una clara fase termófila seguida de estabilización, con una pérdida sustancial de materia orgánica y pronunciadas disminuciones de la relación C/N. Las tasas de respiración finales situaron los compost en el rango estable a muy estable, y los valores de C soluble en agua estuvieron por debajo del umbral de madurez de ~1,7%. El índice de germinación superó el 80% para todos los tratamientos, lo que confirma la ausencia de fitotoxicidad, y el pH convergió hacia valores casi neutros (6,5–7,5), consistentes con un compost maduro. Entre las formulaciones, la mezcla con estiércol de gallina ofreció la mayor calidad general combinando un índice de germinación más alto, el C soluble más bajo y una respiración muy baja, mientras que la mezcla con lodos de depuradora también produjo un compost bien estabilizado, pero con índices de germinación ligeramente inferiores. En general, el co-compostaje de residuos de palma datilera con estiércol de aves de corral fue la opción más eficaz y equilibrada en las condiciones de este estudio.

Palabras clave: residuos de palma, respiración, co-compostaje, fitotoxicidad.

1. Introducción

La palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.) se encuentra entre los cultivos agrícolas más importantes de Oriente Medio y el Norte de África, especialmente en regiones áridas y semiáridas (Alotaibi y col., 2023). Su crecimiento y mantenimiento generan grandes volúmenes de residuos orgánicos anualmente. Al comienzo del ciclo agrícola, las palmeras se someten a una limpieza que

puede producir entre 10 y 65 kg de biomasa lignocelulósica por planta (Djaafri y col., 2024). En muchos países productores de dátiles, estos residuos suelen quemarse al aire libre o eliminarse en vertederos. Estas prácticas contribuyen a la degradación ambiental y a la subutilización de este recurso. Aunque los residuos de la palma datilera son ricos en componentes recalcitrantes: celulosa, hemicelulosa, lignina y compuestos relacionados, pueden estabilizarse biológicamente mediante el compostaje en lugar de ser quemados (Ahmed, 2019).

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la estabilidad y madurez de los compost producidos a partir de residuos de palmera datilera, compostados conjuntamente con residuos orgánicos locales (estiércol o lodos de depuradora).

2. Material y Métodos

El experimento de compostaje utilizó residuos de palma datilera, estiércol de aves de corral (PM), estiércol de oveja (SM) y lodos de depuradora (SS). Los residuos de palma datilera se recolectaron en la región de Biskra (Argelia) durante la temporada de poda. Para lograr una relación C/N adecuada, los sustratos se prepararon mezclando hojas de palma datilera con diferentes enmiendas ricas en nitrógeno en cuatro tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1. Formulaciones para el co-compostaje.

Clave	Residuos de palma	Estiércol ovino	Gallinaza	Lodos de EDAR
SM	*2,8*	*1,2*	-	-
PM	*2,8*	-	*1,2*	
SM+PM	*2,8*	*0,6*	*0,6*	-
SS	*2,8*	-	-	*1,2*

El compostaje se llevó a cabo en barriles de plástico cerrados (con una capacidad aproximada de 200 L) equipados con un sistema de aireación forzada. El experimento duró 45 días, durante los cuales se realizaron 20 volteos manuales. El contenido de humedad se mantuvo aproximadamente en el 60%. Se monitorizaron diariamente la temperatura, el pH y la humedad y se recogieron muestras para análisis cada 15 días, tomando submuestras de la parte superior, media e inferior de cada barril, que se homogeneizaron para obtener una muestra representativa. Se determinaron la materia orgánica y el carbono total por calcinación, N total por digestión Kjeldahl, pH en suspensión acuosa 1:5 (w/v), carbono soluble en extracto acuoso 1:10 (w/w), respiración basal mediante incubación y medida del CO_2 liberado (Thompson y col., 2002) y la fitotoxicidad mediante test de germinación de berro (*Lepidium sativum* L).

3. Resultados y Discusión

Las temperaturas superaron los 40 °C durante la primera semana en todos los tratamientos (Figura 1), seguido de una fase termófila de distinta intensidad para cada uno: SS registró el pico más alto (63–65 °C en los días 13–14) y se mantuvo por encima de 55 °C durante 10 días. Las mezclas SM+PM y SM alcanzaron máximos más bajos (55–57 °C y 54–55 °C, respectivamente), que se mantuvieron por encima de 50 °C durante 9–11 días sin alcanzar consistentemente los 55

°C. El tratamiento PM alcanzó un pico de 52 °C y se enfrió antes. Posteriormente, la temperatura de todos los barriles descendió por debajo de los 40 °C entre los días 30 y 33, estabilizándose entre 25 y 30 °C hacia el día 45, en la transición a la etapa de enfriamiento/maduración. Por su parte, el pH subió desde un valor casi neutro al inicio (6,9-7,2) hasta un pico alcalino durante la fase termófila (8,2-8,5), para luego descender a la neutralidad a partir del día 45 en todos los casos.

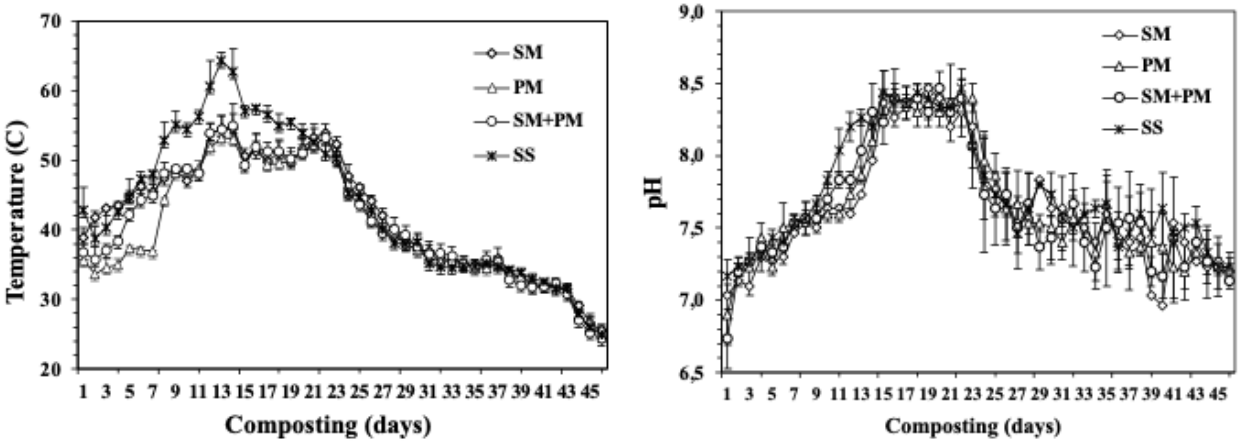


Figura 1. Evolución del pH y la temperatura durante el compostaje.

El contenido en materia orgánica de todas las muestras disminuyó progresivamente a lo largo del proceso de compostaje, observándose una tasa de degradación de materia orgánica mayor y más rápida en el tratamiento SS que en el resto (Tabla 2), lo que podría deberse a una mayor presencia de constituyentes orgánicos lábiles y fácilmente degradables en los lodos de EDAR que en los estiércoles. Por su parte, el contenido de nitrógeno total aumentó durante el compostaje en todas las mezclas, con valores superiores al 2% en todos los casos. La relación C/N mostró una enorme reducción en todos los tratamientos, alcanzándose valores finales entre 9 y 13.

Tabla 2. Materia orgánica total (MO), nitrógeno total (N) y relación C/N al inicio y al final del compostaje.

Tratamiento	MO (%)		N (%)		C/N	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
SM	62,8±0,1c	51,9±1,5a	0,49±0,01b	2,23±0,03a	74,7±0,7d	13,5±0,2a
PM	68,3±0,9b	46,7±0,7b	1,08±0,03c	2,21±0,03b	36,7±1,7b	12,2±0,1a
SM+PM	75,4±0,7a	52,2±0,8a	0,55±0,02a	2,24±0,04a	80,9±3,7c	13,5±0,2a
SS	75,9±0,8a	37,4±2,3c	1,63±0,03d	2,31±0,08c	27,1±0,7a	9,4±0,6a

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

Los contenidos de carbono soluble también se redujeron en todas las mezclas durante el proceso (Tabla 3), especialmente en los tratamientos PM y SM+PM. En cuanto a la respiración, los valores finales oscilaron entre 1,0 y 2,6 mg C–CO_2 g^{-1} d^{-1}, lo que sitúa a los compost PM y SS en la clase muy estable (<2) y a los compost SM y PM+SM en la clase estable (2–4), de acuerdo con los umbrales establecidos en los protocolos de calidad del compost (Thompson y col., 2002). Por último, los valores del índice de germinación mostraron que los materiales están próximos al umbral de fitotoxicidad al inicio del proceso (80%), aumentando ligeramente los valores al final del compostaje en todas las mezclas (80-86%), lo que indica que ninguno de los compost sería fitotóxico.

Tabla 3. Carbono soluble en agua (Csol), respiración basal (Resp) e índice de germinación de berro (IG) al inicio y al final del compostaje.

Tratamiento	Csol (%)		Resp (mg C-CO_2/g C·d)		IG (%)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
SM	1,9±0,9b	1,1±0,4a	7,9±0,03b	3,5±0,4a	81±7a	84±2a
PM	2,3±0,6c	0,9±1,2a	3,7±0,4a	1,9±0,02ab	78±7a	86±4a
SM+PM	2,6±2,1a	1,0±1,2a	4,6±0,2b	4,6±0,3a	78±3a	81±2a
SS	2,8±2,1a	1,2±1,7a	4,6±0,8 b	1,7±1,4a	76±3a	80±4a

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

4. Conclusiones

El co-compostaje de hojas de palma datilera con diferentes residuos orgánicos locales (estiércol de oveja, estiércol de aves de corral y lodos de depuradora) es un tratamiento viable para gestionar estos residuos orgánicos. Los resultados obtenidos después de 45 días de compostaje muestran que los compost producidos a partir de las diferentes mezclas de residuos de palma datilera exhiben buena estabilidad, madurez y ausencia de fitotoxicidad. Todos los tratamientos mostraron una marcada degradación de la materia orgánica, una disminución pronunciada de la relación C/N a valores típicos de compost maduro, un aumento en el nitrógeno total a alrededor de 2,2–2,6%, y valores del índice de germinación final superiores al 80%. Además, los bajos valores de carbono soluble y respiración indican que el compost está maduro. La convergencia de estos indicadores, junto con el cambio del pH hacia valores casi neutros al final del curado, demuestra claramente que los compost obtenidos de las cuatro mezclas de palma datilera pueden considerarse adecuados para uso agronómico.

5. Bibliografía

Ahmed, M.M.M., 2019. Palm secondary products as a source of organic material for compost production: Applied examples from Egypt. *Mater. Res. Proceed*., 11, 150–158.

Alotaibi, K.D., Alharbi, H.A., Yaish, M.W., Ahmed, I., Almarwai Alharbi, S., Alotaibi, F., Kuzyakov, Y., 2023. Date palm cultivation: A review of soil and environmental conditions and future challenges. *Land Degrad. Dev*., 34(9), 2431–2444.

Djaafri, M., Salem, F., Kalloum, S., Desideri, U., Bartocci, P., Khelafi, M., Atabani, A. E., Baldinelli, A., 2024. A route for bioenergy in the Sahara Region: Date palm waste valorization through updraft gasification. *Energies*, 17(11), 2520.

Thompson, W.P., Leege, P., Milner, P., Watson, M., 2002. *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. The US Composting Council, Hauppauge, New York.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado conjuntamente por el programa PRIMA de la Comisión Europea y Horizonte 2020, y por la Agencia Francesa para la Investigación (ANR) con el número de proyecto ANR-21-PRIM-0004.

SISTEMA DE REDUCCIÓN DE LA HUMEDAD DEL ALPERUJO PARA FACILITAR SU COMPOSTAJE

José A. García Mesa[1], **Concepción García-Ortiz Civantos**[1]

[1] *Centro IFAPA Venta del Llano. Ctra. Bailén-Motril km. 18,5. 23620 Mengíbar, Jaén.*
josea.garcia.mesa@juntadeandalucia.es

Resumen: La valorización de los subproductos de almazara (alperujos) a través de su compostaje es una práctica con grandes ventajas agronómicas, medioambientales y socioeconómicas. Sin embargo, su elevada humedad y fluidez dificultan su procesado "en fresco". En la anterior edición de estas Jornadas presentamos una comunicación en la que, mediante el uso de una deshidratadora, se obtenía un alperujo con una humedad y consistencia óptimas para su compostaje. Sin embargo, este tratamiento originaba una nueva fase semisólida de difícil gestión. En esta Comunicación presentamos un avance en esta línea de tratamiento de alperujos para su compostaje, en el que con el uso de un microfiltro industrial se procesa esta nueva fase semisólida, obteniéndose una fracción sólida que se puede incorporar al alperujo parcialmente desecado obtenido en la primera etapa, y una fase líquida con bajo contenido en sólidos que puede tener varias aplicaciones. Se describe el funcionamiento del sistema de tratamiento de alperujo fresco en dos etapas, obteniéndose un alperujo parcialmente desecado listo para su compostaje en "tiempo real" y una fracción líquida que se puede incorporar al agua de riego de las pilas durante el proceso de compostaje. De esta forma se elimina el periodo de desecado al aire que se realiza en las plantas industriales y se valoriza la totalidad del alperujo que entra en éstas, sin que se generen otros subproductos o residuos. En definitiva, se presenta una alternativa que permite aumentar la productividad de una planta de compostaje de subproductos de almazara, eliminando tiempos de espera.

Palabras clave: Humedad, Residuos de almazara, Compostaje.

1. Introducción

La producción de aceite de oliva virgen genera cuatro kilogramos de subproducto (Alperujo) por cada kilogramo de aceite obtenido, aproximadamente. Este subproducto es valorizado mayoritariamente por la industria orujera que, tras un proceso de secado, extrae el aceite residual que contiene. Alternativamente, la valorización de estos subproductos de almazara a través de su compostaje es una práctica con grandes ventajas agronómicas, medioambientales y socioeconómicas. Desde el punto de vista práctico, la elevada humedad de los alperujos supone un problema para su procesado. Habitualmente se recurre a un proceso de secado natural durante un largo periodo de tiempo (semanas), lo que ralentiza el proceso global de transformación. Escuderos y col. (2024) mediante el uso de una deshidratadora, obtenía un alperujo con una humedad y consistencia óptimas para su compostaje. Sin embargo, este tratamiento originaba una nueva fase semisólida de difícil gestión. El objetivo de este trabajo es presentar un avance en esta tecnología mediante un proceso de deshidratación mecánica en dos etapas que permite obtener un alperujo con una humedad óptima para su compostaje y una fracción líquida que se puede emplear en el riego de las pilas durante el proceso de compostaje.

2. Material y Métodos

Los ensayos se han realizado en la Almazara Experimental del Centro IFAPA Venta del Llano de Mengíbar (Jaén). Los alperujos empleados se han obtenido con una línea de extracción Pieralisi modelo SPI 111 S trabajando en dos fases. La aceituna empleada fue de la variedad Picual, y se procesó durante el mes de enero de 2026.

Los equipos empleados para la deshidratación de los alperujos han sido: en una primera etapa, la Separadora Saveco modelo Sepcom SepoilH12603P para procesar el alperujo; en una segunda etapa, el Microfiltro Saveco modelo Polyless Premium para procesar la fase semisólida resultante de la anterior etapa.

La operativa de trabajo del sistema es la siguiente (Figura 1): el alperujo a tratar está contenido inicialmente en un depósito cilindrocónico que se llena directamente de la tolva de almacenamiento de orujos de la Almazara. En la parte inferior de este depósito existe una bomba mono que impulsa el alperujo (Q=2.000 kg/h) hacia una pequeña tolva situada encima del separador. De este separador salen dos corrientes de producto: por el frontal sale el alperujo parcialmente deshidratado, que cae en una pequeña tolva de un transportador sinfín inclinado que vierte este alperujo en el remolque de un tractor. Por la parte inferior del separador sale una corriente semisólida que es recogida en un pequeño depósito de forma paralelepipédica. Este depósito tiene una bomba mono en la parte inferior que bombea esta fase hacia el microfiltro. De este microfiltro salen dos corrientes: una espesa de concentrado, que se conduce a la tolva del sinfín que recoge el alperujo deshidratado que sale del separador y se mezcla con este alperujo, y una corriente de líquido clarificado que es almacenado en un depósito cilindrocónico. La humedad de los diferentes materiales se ha determinado por desecación en estufa a 105 ºC.

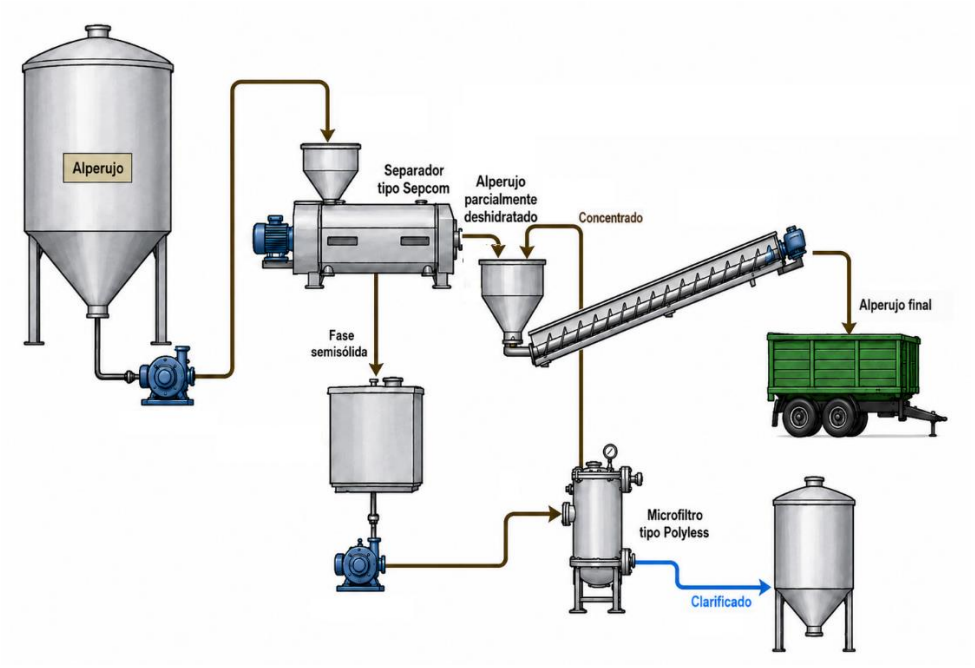


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso propuesto.

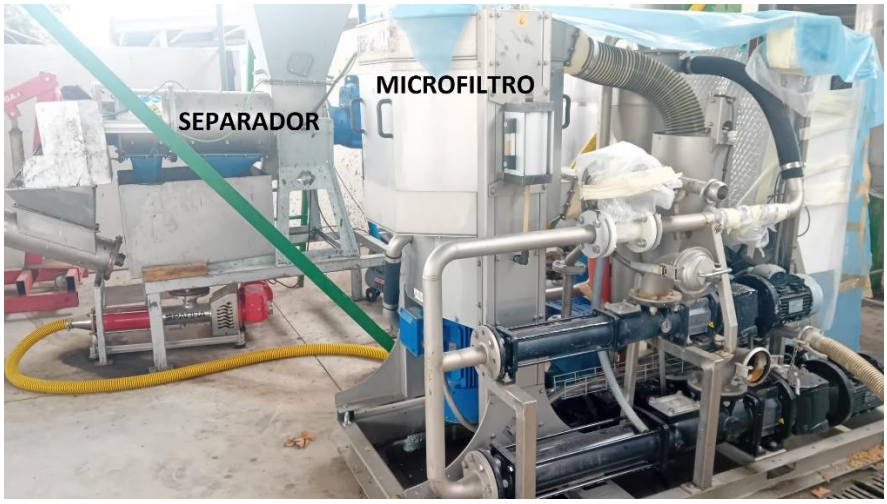


Figura 2. Conjunto de separador y microfiltro empleados en el estudio

3. Resultados y Discusión

El paso del alperujo de dos fases por el separador proporciona un alperujo parcialmente deshidratado con unas características idóneas para su compostaje, ya que reduce su elevada humedad (65-80 %) y su contenido en “finos” (que son los factores que dificultan la formación de las pilas), transformándolo en un “orujo de tres fases” (47-53 % de humedad). El problema de este tratamiento es que genera una nueva fase espesa y viscosa de difícil gestión (humedad: 80-85 %). Esta fase está compuesta por el material que se filtra por la malla de 250 µm del separador, y supone un volumen importante ya que, en función de la humedad del alperujo, puede suponer un 50-80 % del material de entrada.

Como tratamiento para esta nueva fase se ha ensayado la desecación natural en balsas a la intemperie. Esta solución permitiría, en teoría, obtener un primer compost con el alperujo deshidratado inicialmente, y un segundo con el material desecado al sol. Sin embargo, se ha comprobado que este material permanece inalterable al cabo de meses de exposición al sol en una balsa, por lo que se descarta esta alternativa. Otra posible alternativa sería el almacenamiento de este material, y su empleo para “regar” las pilas de compost, dada su alta humedad (80-85 %). Esta opción tampoco es satisfactoria, ya que supondría almacenar grandes volúmenes de un material viscoso y difícil de gestionar. Además, su alto contenido en sólidos supondría añadir en cada “riego” material fresco, en su estado inicial de transformación, y además con un alto contenido en polifenoles, lo que retardaría la velocidad global del proceso de compostaje. Puesto que el objetivo final es acortar el tiempo de transformación y aumentar la productividad de una planta industrial de compostaje, no parece una idea interesante.

Para solucionar ese problema se ha ensayado el paso de esta nueva fase por una segunda etapa de filtración, en este caso utilizando un microfiltro en continuo que reduce el paso de luz de la malla hasta 25 µm, tal como se muestra esquemáticamente en la Figura 1. Este microfiltro genera dos salidas en continuo, una de concentrado y otra de clarificado.

En la Tabla 1 se resumen los resultados de humedad obtenidos al procesar diferentes partidas de alperujo. En los dos primeros ensayos se comprueba el satisfactorio funcionamiento de la deshidratadora para obtener un alperujo parcialmente deshidratado listo para su compostaje. Sin embargo, al procesar la fase semisólida obtenida en la primera etapa con el microfiltro, el resultado no es el esperado, ya que las dos salidas (concentrado y clarificado) presentan el mismo aspecto semisólido, siendo sus humedades semejantes. Teniendo en cuenta que este microfiltro está diseñado para filtrar corrientes con menor contenido es sólidos que los que tienen las fases tratadas, se realizó una dilución con agua de la fase obtenida en el ensayo 2, subiendo su humedad hasta un 87 %. Al procesar esta fase parcialmente diluida con el microfiltro (Ensayo 3) sí se obtuvieron dos fases claramente diferenciadas: un concentrado con aspecto semisólido y un clarificado con aspecto acuoso y bajo contenido en sólidos, apto para ser almacenado para su uso posterior ene el riego de las pilas de compost. El concentrado se conduce a la tolva de salida del separador, mezclándose con el alperujo parcialmente deshidratado. Dado que el caudal de concentrado es pequeño, y que la humedad del alperujo deshidratado en también baja, la mezcla resultante sigue manteniendo las características idóneas para su compostaje.

Tabla 1. Humedades de entrada y salida en las diferentes etapas.

Ensayo	Deshidratadora			Microfiltro	
	Alperujo	Alperujo deshidratado	Fase semisólida	Concentrado	Clarificado
1	76.81	52.38	81.17	79.18	82.79
2	80.96	47.41	85.31	83.87	86.64
3	Salida Ensayo 2 diluida		87.01	83.29	95.33

Desde un punto de vista práctico, para la aplicación del proceso de tratamiento descrito en una planta de compostaje industrial, la dilución de la corriente de entrada al microfiltro se puede realizar con el propio clarificado de salida, mediante una recirculación parcial. Otra opción sería el empleo del agua contenida en alguna balsa de aguas residuales o lixiviados de la planta de compostaje, en caso de estar disponible. El hecho de que la dilución de la corriente de entrada al microfiltro aumente el caudal total a tratar no supone ningún problema, ya que el caudal de trabajo de éste es superior al que genera el separador.

4. Conclusiones

La elevada humedad del alperujo dificulta su compostaje en tiempo real. Se propone un sistema de deshidratación y filtración en dos etapas que permite obtener alperujo listo para su compostaje y un clarificado que se puede almacenar en balsas para su posterior uso en el riego de las pilas de compost, con lo que se consigue un aumento en la productividad de la planta de compostaje al eliminar los tiempos muertos necesarios para la deshidratación inicial del alperujo.

5. Bibliografía

Escuderos, M.E, García Ruiz, M., García-Ortiz Civantos, C., García Mesa, J.A., 2024. Estudio de la reducción de la humedad del alperujo para facilitar su compostaje. 8ª Jornadas Red Española de Compostaje. Residuo Cero: Horizonte Futuro, pp. 395-398. Red Española de Compostaje.

6. Agradecimientos

A la empresa Saveco Ibérica S.L. por la cesión del Microfiltro empleado en este estudio.

ANÁLISIS ESPECTROSCÓPICO POR FTIR DE LA EVOLUCIÓN ESTRUCTURAL DE RESTOS VEGETALES DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

Elisa Herrero-de San Luis[1], Mari Cruz García-González[1], Paula Calvo-de Diego[1], Laura Buzón-Durán[1], Ernesto Gómez-Sobrino[1], Beatriz Molinuevo-Salces[1], Mercedes Sánchez-Báscones[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.

Resumen: El compostaje de residuos vegetales implica una transformación bioquímica de la materia orgánica, cuyo seguimiento es clave para evaluar la estabilidad y madurez del producto final. En este estudio se analizó la evolución estructural de compost procedente de restos vegetales mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), utilizando compost procedente del proyecto BIOCOMFOREST, elaborado a partir de residuos forestales, de jardines, huertos y siegas. Se seleccionaron tres etapas representativas del proceso: inicio, fase termófila y maduración. Las muestras fueron secadas, homogeneizadas y analizadas en el rango medio infrarrojo para identificar cambios en los principales grupos funcionales. Los resultados muestran una disminución de las bandas asociadas a carbohidratos (1200–900 cm^{-1}), evidenciando la degradación de celulosa y hemicelulosa. Asimismo, se observa una reducción de las señales alifáticas (≈2920 y 2850 cm^{-1}), relacionada con la pérdida de compuestos lipídicos. En contraste, se detecta un incremento relativo de las bandas asociadas a lignina, estructuras aromáticas y amidas (1650–1510 cm^{-1}), especialmente en la fase final, lo que indica la acumulación de fracciones más recalcitrantes. La intensificación de la banda O–H (3400–3200 cm^{-1}) sugiere un aumento de compuestos fenólicos y sustancias húmicas. Estos resultados confirman que la FTIR es una técnica eficaz y no destructiva para monitorizar la evolución química del compost, facilitando la interpretación de las etapas del proceso y la evaluación del producto final.

Palabras clave: Degradación lignocelulósica, Sustancias húmicas, Madurez del compost, Estabilidad del compost.

1. Introducción

El compostaje de residuos vegetales constituye una estrategia relevante para la valorización de biomasa y la gestión sostenible de residuos orgánicos, ya que transforma la materia orgánica fresca en un producto más estable y útil para su aplicación al suelo. Durante este proceso tienen lugar cambios estructurales complejos en la fracción orgánica, por lo que su seguimiento resulta esencial para evaluar la evolución del compostaje y la madurez del compost final.

En este contexto, la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) es una técnica útil y no destructiva para identificar cambios en los principales grupos funcionales de materiales lignocelulósicos, permitiendo seguir la degradación de carbohidratos, la pérdida de compuestos alifáticos y la acumulación relativa de estructuras aromáticas y húmicas (Cortez, 2020; Comino y col., 2017; Zara y col., 2017). Además, la persistencia de compuestos lignificados y su papel en la recalcitrancia del material a compostar, justifican el interés de la técnica para interpretar la evolución química del material durante el proceso (Chávez-Sifontes y Domine, 2013; Zabel y Morrell, 2012).

El objetivo de este trabajo es analizar mediante FTIR la evolución estructural de restos vegetales durante el compostaje, con el fin de caracterizar las principales transformaciones químicas del proceso y comprobar la obtención de un compost maduro y estable.

2. Material y Métodos

El compost utilizado procede del proyecto BIOCOMFOREST, donde se compostaron únicamente restos vegetales procedentes de actuaciones selvícolas, jardines, huertos y siegas. Se seleccionaron tres momentos representativos del proceso: inicio del compostaje, etapa intermedia y fase final de maduración. Las muestras de compost fueron previamente secadas a 60ºC durante 24 horas y molidas en molino de cuchillas y de bolas para facilitar la homogeneización.

Para la obtención de los espectros FTIR se ha utilizado un espectrómetro de infrarrojo de transformada de Fourier (FTIR) Nicolet iS50 ThermoScientific (Waltham, MA, EE. UU.), en el rango medio infrarrojo para identificar modificaciones en los principales grupos funcionales. El software empleado para la obtención de los espectros FTIR ha sido OMNIC (Nicolet Instruments Corp.).

3. Resultados y Discusión

Los resultados muestran la evolución del compost en los espectros FTIR de los tres momentos del compostaje, en la región de los grupos funcionales (Cortez, 2020) (Tabla 1). Se puede apreciar como en la banda 4000- 2500 cm^{-1}, asociada a enlaces de estiramiento de O-H, C-H y N-H, existe gran diferencia entre los picos de la muestra inicial (3), los cuales se mantiene en la muestra intermedia, pero se reducen a uno en la muestra final. Esto supone una reducción de estos enlaces de estiramiento, quedando reducidos a un solo pico (3340,53) asociado a grupos OH de polisacáridos, sustancias húmicas y fenoles (García-España y col., 2021).

También se observa una reducción progresiva de la banda 2920 - 2850 cm^{-1} asociada a los grupos CH de compuestos con fuerte carácter alifático, responsables en gran medida del carácter hidrófobo de las muestras orgánicas (Comino y col., 2017), indicativas de la pérdida de compuestos lipídicos y cerosos propios de material vegetal fresco.

Paralelamente, se registra un incremento relativo de las bandas asociadas a lignina (Azcorra-May y col., 2024), estructuras aromáticas y amidas (1650–1510 cm^{-1}), especialmente marcado en la muestra final, lo que representa la difícil degradación de los compuestos lignocelulósicos, ya que la lignina presenta una estructura química compleja, puesto que se trata de un carbohidrato con red tridimensional formada por unidades de fenilpropano, unidas por enlaces carbono-carbono y enlaces éter muy estables (Chávez y Domine, 2013). Actúa como una barrera física, bloqueando a los microorganismos y a sus enzimas el acceso a los carbohidratos más digeribles de la planta, como la celulosa (Zabel y Morrel, 2012). Además, los espectros muestran una disminución clara de las bandas asociadas a carbohidratos (1200–900 cm^{-1}), más intensas en la muestra inicial, lo que refleja la degradación de celulosa y hemicelulosa (Sánchez, 2015; Zara y col., 2017).

Por tanto, la combinación de estas tendencias (pérdida de señales alifáticas y de carbohidratos, incremento de bandas aromáticas) y los criterios de madurez del compost, indica un avanzado estado de humificación del material.

Tabla 1. Picos detectados en las tres muestras de compost (inicial, intermedia y final) en el rango de grupos funcionales (4000 – 1500 cm^{-1}) y de la huella digital (1500 – 400 cm^{-1})

Región (cm^{-1})	Picos (cm^{-1})		
	Inicial	Intermedia	Final
4000-2500	3346,20; 2916,91; 2849,76	3316,30; 2917,90; 2850,22	3340,53
2500-2000	-	-	-
2000-1500	1731,20; 1609,42; 1510,08	1596,64; 1511,68	1631,56
1500-400	1366,33; 1314,77; 1238,17; 1029,43; 809,74; 778,99; 663,80	1371,26; 1316,25; 1225,49; 1031,88; 777,64	999,32; 747,87; 692,59

Sin embargo, las mayores diferencias se pueden apreciar en la comparativa entre el espectro de la muestra inicial y la final (Figura 1).

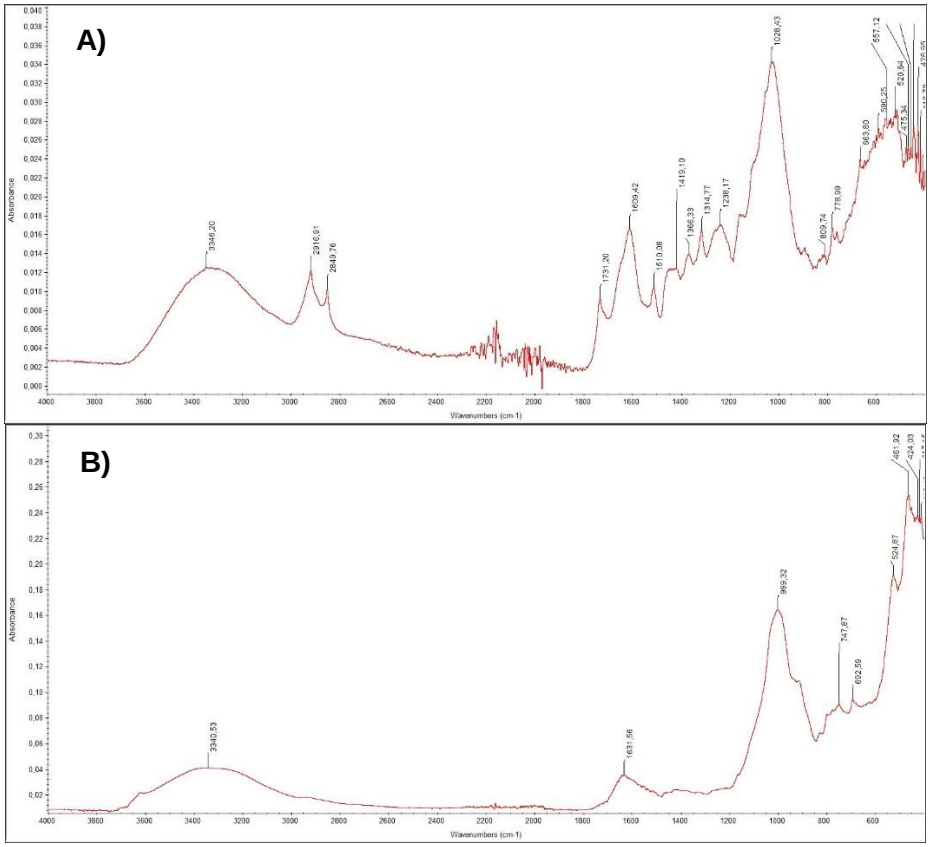


Figura 1. Espectro FTIR de absorbancia del proceso de compostaje de restos vegetales (A) muestra inicial, (B) muestra final.

4. Conclusiones

El análisis FTIR mostró una transformación progresiva de la materia orgánica durante el compostaje. La desaparición de las bandas alifáticas a 2916 y 2849 cm^{-1} en la muestra final indica la degradación de compuestos fácilmente biodegradables, el desplazamiento de la banda de 1600–1630 cm^{-1} hacia 1631 cm^{-1} sugiere un mayor grado de humificación. Además, la reducción de las señales asociadas a polisacáridos y grupos fenólicos evidenció la degradación de componentes lignocelulósicos y una mayor estabilización del material. En conjunto, estos cambios espectroscópicos, junto con la evolución de las bandas O–H y la región de carbohidratos, respaldan la madurez del compost en la fase final. Los resultados confirman que el FTIR es una herramienta eficaz y no destructiva para monitorizar la evolución química del compost y evaluar la calidad del producto final.

5. Bibliografía

Azcorra-May, K. J., Olguin-Maciel, E., Dominguez-Maldonado, J., Toledano-Thompson, T., Leal-Bautista, R. M., Alzate-Gaviria, L., Tapia-Tussell, R., 2024. Sargassum biorefineries: potential opportunities towards shifting from wastes to products. *Biomass Conver. Biorefin*. 14(2), 1837-1845.

Chávez-Sifontes, M., Domine, M. E., 2013. Lignina, estructura y aplicaciones: métodos de despolimerización para la obtención de derivados aromáticos de interés industrial. *Av. Cienc. Ing*. 4(4), 15-46.

Comino, F., Aranda, V., Munuera, J.A., Domínguez-Vidal, A., Ayora-Cañada, M.J., 2017. Destrucción térmica de la hidrofobicidad del alperujo compostado para su aplicación como enmienda orgánica. Evaluación mediante espectroscopía FTIR. V Jornadas de la Red Española de Compostaje, 25.

Cortez, P. M. M. (2020). Análisis de los espectros de infrarrojo. En Principios y aplicaciones de la espectroscopia de infrarrojo en el análisis de alimentos y bebidas (pp. 123-145).García-España, L., Soriano, M. D., García, F., Roca-Pérez, L., & Boluda, R. (2021). Vermicomposting after composting significantly improves the final product. IX Simposio nacional sobre control de la degradación y recuperación de suelos, 185-188. Sánchez Ortiz, A., 2015. Síntesis de nanopartículas derivadas de biopolímeros extraídos de biomasa por métodos térmicos (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León). http://eprints.uanl.mx/id/eprint/9397

Zabel, R.A., Morrell, J.J., 2012. *Wood Microbiology: decay and its prevention*. Academic press.

Zara, J., Yegres, F., Vargas, N., Cubillan, L., Navas, P., Márquez-Riquel, M., 2017. Empleo de la Espectroscopia Infrarroja (FT-IR-ATR) como herramienta para la caracterización del bagazo de caña proveniente de la Sierra Falconiana. *Química Viva* 16(3), 17-24.

6. Agradecimientos

Este proyecto está financiado a través de las Convocatorias de subvenciones de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU. B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

ESTUDIO DEL EFECTO DEL TIPO DE ESTIÉRCOL SOBRE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE DÁTIL Y LA CALIDAD DEL COMPOST FINAL

Vivian S. de Oliveira[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Enrique Agulló[1], Estrella Sayas-Barberá[1], Casilda Navarro-Rodríguez de Vera[1], José Ángel Pérez-Álvarez[1], Concepción Paredes[1]

[1]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

Correo electrónico: c.paredes@umh.es

Resumen: Actualmente, solo un 0,02% de los dátiles producidos por el palmeral de Elche se utilizan, el resto se desecha. Ante esta situación, el compostaje se presenta como una técnica sostenible para valorizar los residuos de dátiles. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del tipo de estiércol sobre el proceso de compostaje de los residuos de dátil. Para ello, se elaboraron dos mezclas con residuo de dátil y estiércol de cabra o de conejo y se compostaron en composteras, con un periodo de madurez de 30 días. Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura y de diferentes parámetros físico-químicos y biológicos. Los resultados indicaron que el co-compostaje de los residuos de dátil con estiércol de cabra o de conejo fue un método viable para el tratamiento de estos residuos. Ambas mezclas estudiadas alcanzaron temperaturas suficientemente altas y durante el periodo de tiempo necesario para asegurar la higienización del compost final. Además, los dos compost tuvieron contenidos de materia orgánica y de la relación C/N dentro de los umbrales establecidos por la normativa para fertilizantes-compost, así como notables contenidos de nitrógeno. También, la fitotoxicidad disminuyó a lo largo de los dos procesos estudiados, consiguiéndose valores finales del índice de germinación muy altos e indicativos de la madurez del compost. El tipo de estiércol solo influyó en el contenido de sales de los materiales a compostar, ya que el compost con estiércol de conejo tuvo una conductividad eléctrica muy alta.

Palabras clave: residuos de palmera datilera, estiércol de cabra, estiércol de conejo, salinidad compost, fitotoxicidad.

1. Introducción

En la Unión Europea, los palmerales más grandes se encuentran en España, concretamente en Elche y Orihuela (provincia de Alicante, al sureste de España). Ambos palmerales son espacios protegidos, ya que se consideran paisajes culturales e históricos únicos y de gran valor. El dátil es una fruta de gran valor nutricional y muy saludable, cuyos principales componentes son los hidratos de carbono y la fibra dietética, así como minerales (especialmente potasio), vitaminas, compuestos fenólicos antioxidantes y carotenoides (Benmeziane-Derradji, 2019). Por este motivo, el principal uso del dátil es su consumo en fresco. Actualmente, la producción de dátil del palmeral de Elche se concentra en 7.000 palmeras cultivadas, fuera de los huertos protegidos por la UNESCO, que generan entre 80 y 100 toneladas/año de dátiles. Sin embargo, solo un 0,02% de los dátiles producidos por el palmeral se utilizan, el resto se desecha, debido a la importación de dátiles de países productores del norte de África (AGROALNEXT, 2023). El tratamiento de los residuos de dátil mediante compostaje es una alternativa eficaz, respetuosa con el medioambiente y de bajo

coste y tecnificación, pero estos residuos presentan bajos valores de pH y altos valores de la relación C/N y de compuestos polifenólicos y por ello, deben de ser co-compostados con otros residuos orgánicos, tales como los estiércoles, que puedan corregir estas características limitantes. Se han encontrado diferentes estudios de co-compostaje de residuos de palmeras datileras, compuestos principalmente de hojas, con diferentes estiércoles, donde se estudia la viabilidad tecnológica del proceso y la calidad del compost final (Abid y col., 2020; Ouali y col., 2025). Sin embargo, no hay información sobre el compostaje de los dátiles de desecho que no se comercializan, por ello, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad de reciclar los residuos de dátiles mediante su co-compostaje con diferentes estiércoles y determinar la calidad de los compost obtenidos.

2. Material y Métodos

El trabajo de investigación se realizó en la planta de compostaje COMPOLAB de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO-UMH) con residuos de dátiles (RD) procedentes del palmeral de Elche y estiércol de cabra (ECA) y de conejo (ECO) de la granja experimental de la EPSO-UMH. Para ello, se elaboraron dos mezclas de compostaje mezclando diferentes porcentajes de estos residuos (en base a peso fresco): Mezcla 1 (M1) (40% RD + 60% ECA) y Mezcla 2 (M2) (40% RD + 60% ECO). Las mezclas (de unos 150 kg cada una) se compostaron en composteras domésticas, asiladas térmicamente, con una altura de 0,85 m y una base de 0,70 x 0,70 m y con orificios en la base para crear un flujo de aire por convección pasiva. A lo largo del proceso se controló el porcentaje de humedad mediante riegos de las mezclas para que el valor de este parámetro estuviera dentro del intervalo de 40-60%, la temperatura se midió a diario y se realizaron un total de 2 volteos en cada mezcla para la homogeneización del material a compostar y para proporcionar mayor cantidad de oxígeno que el obtenido por aireación pasiva. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando la temperatura descendió y se estabilizó a valores cercanos a la temperatura ambiente, después del último volteo (57 días). A continuación, se pasó a la etapa de maduración de duración 30 días. Se tomaron muestras de las mezclas de residuos al inicio del proceso de compostaje y después de la etapa de maduración. Las muestras fueron secadas, molidas y tamizadas a un tamaño inferior a 0,5 mm, para su posterior análisis. En las muestras obtenidas durante el proceso de compostaje se determinaron: pH, conductividad eléctrica (CE), los contenidos de materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt) y carbono orgánico total (Corg) y el índice de germinación (IG). Las determinaciones de los parámetros analizados se realizaron según los métodos analíticos descritos por Idrovo-Novillo y col. (2018). Todos los análisis se realizaron por triplicado. Se empleó la prueba de la mínima diferencia significativa (DMS) con $P < 0,05$, para determinar las diferencias significativas entre los valores de los parámetros en cada mezcla durante el proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

La evolución de la temperatura mostró que ambas mezclas alcanzaron valores termófilos (temperatura >40°C) a partir de los dos primeros días de compostaje (Figura 1). Este rápido aumento de la temperatura al inicio del proceso de compostaje también ha sido observado por otros autores durante el co-compostaje de residuos de palmera con diferentes estiércoles (Abid y col., 2020; Ouali y col., 2025). Después del primer volteo, se observó un aumento de la temperatura hasta alcanzar valores termófilos, que se mantuvieron durante 3 y 26 días en M1 y M2, respectivamente. Este aumento de la temperatura no ocurrió en el segundo volteo, donde las temperaturas aumentaron ligeramente, pero sin superar los 40 °C. Las máximas temperaturas alcanzadas fueron muy similares en ambas mezclas, alrededor de los 68 °C. Sin embargo, M2 tuvo una etapa termófila más prolongada que M1 (26 y 52 días para M1 y M2, respectivamente). Este

hecho pudo deberse a la mayor cantidad de MO fácilmente degradable presente en el ECO, desprovisto de cama, en comparación con el ECA, que contenía una cama de paja con material ligno-celulósico más recalcitrante. En ambas mezclas se cumplió el requisito establecido por el Reglamento (UE) 2019/1009 para la higienización de los materiales compostados (temperaturas ≥ 55°C durante al menos 14 días consecutivos). A partir del día 57 se dio inicio la fase de maduración, ya que en este momento las temperaturas de las pilas estuvieron muy cercanas a la ambiental.

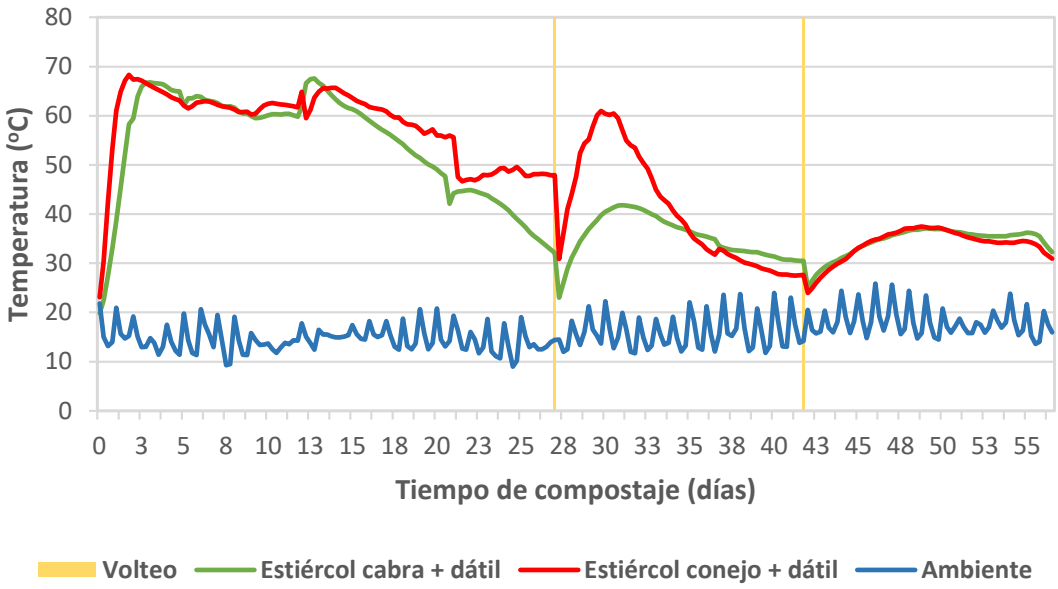


Figura 1. Evolución de temperaturas en el proceso de compostaje de las mezclas estudiadas.

Los valores de pH al inicio del proceso en ambas mezclas fueron similares y cercanos a la neutralidad, aumentando a lo largo del proceso hasta valores alcalinos (Tabla 1). El aumento de este parámetro pudo deberse a la degradación de compuestos ácidos y a la mineralización de compuestos nitrogenados en amoníaco (Idrovo-Novillo y col, 2018). Ambos compost presentaron valores de pH dentro del intervalo de 6,0-8,5 aceptable para su aplicación agrícola (Ouali y col., 2025). Los valores de la CE tuvieron aumentos a lo largo del proceso de compostaje de un 38,7% y 19,5 % para M1 y M2, respectivamente, debido a la mineralización de la MO y al efecto concentración producido por la pérdida de peso de la mezcla de residuos, como también ha sido observado por Abid y col. (2020) y por Ouali y col. (2025) durante el co-compostaje de residuos de palmera con estiércol de cabra o gallinaza, respectivamente. Abid y col. (2020) reportaron que se requiere una CE del compost < 4 dS/m para que el producto se utilice como enmienda del suelo. Por lo tanto, ambos compost presentaron un alto contenido de sales que limita su empleo agrícola, especialmente en el caso de M2 con ECO. Los contenidos de MO se redujeron durante el compostaje, indicando la degradación de la MO (Tabla 1). Ambos compost presentaron porcentajes de MO dentro del rango establecido para compost por el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes, MO ≥ 35%. La oxidación de la MO durante su degradación provocó una pérdida de Corg por la liberación de CO_2, lo que aumentó el contenido Nt en el medio debido a un efecto concentración por la pérdida de masa (Abid y col., 2020). Esto provocó una reducción de la relación Corg/Nt, alcanzándose valores de este parámetro después del periodo de madurez adecuados para un compost según el Real Decreto 506/2013 (Corg/Nt< 20). Por otro lado, los residuos de dátil se caracterizan por su elevado contenido en polifenoles solubles, estando estos compuestos relacionados con la fitotoxicidad de los materiales compostados debido a su efecto negativo sobre la germinación de las semillas y a la emergencia de la radícula (Abid y col., 2020). De este modo,

se observó un aumento del IG a medida que se degradaron las sustancias polifenólicas, alcanzándose valores finales de este índice > 90 % en ambos compost, indicando su madurez y ausencia de fitotoxicidad (Zucconi y col., 1981). En el caso del compost con ECO (M2) se observó un IG mayor del 100%, probablemente debido al mayor contenido de nutrientes presentes en el extracto de este compost en comparación con el testigo con agua desionizada empleado en la determinación de este parámetro.

Tabla 1. Parámetros medidos durante el proceso de compostaje.

Muestreo	pH	CE (dS/m)	MO (%)	Nt (%)	Corg/Nt	Polifen. (g/kg)	IG (%)
M1: 40% RD + 60% ECA							
Inicial	6,73	6,88	82,2	1,52	27,2	8,89	0
Maduro	8,36	9,54	68,8	2,63	14,1	2,31	96
DMS	**0,16**	**0,42**	**5,0**	**0,21**	**0,3**	**0,35**	**13**
M2: 40% RD + 60% ECO							
Inicial	7,38	9,71	83,2	2,14	18,6	6,87	67
Maduro	8,37	11,60	67,6	2,94	12,1	1,99	108
DMS	**0,17**	**0,82**	**7,2**	**0,23**	**1,4**	**0,60**	**15**

4. Conclusiones

El co-compostaje de residuos de dátil con estiércol de cabra o de conejo es una alternativa eficaz para tratar estos residuos. El desarrollo de la temperatura durante el proceso de compostaje ha sido adecuado para obtener compost higienizados. La degradación de la materia orgánica ha conllevado a la obtención de compost con valores de conductividad eléctrica altos, especialmente en el caso de la M2 con ECO. Sin embargo, ambos compost obtenidos presentaron un grado de madurez adecuado, así como una fitotoxicidad baja para su apto uso agrícola.

5. Bibliografía

Abid W., Mahmoud I.B., Masmoudi S., Triki M.A., Mounier S., Ammar E., 2020. Physico-chemical and spectroscopic quality assessment of compost from date palm (*Phoenix dactylifera* L.) waste valorization. *J. Environ. Manage.* 264,110492.

AGROALNEXT, 2023. *Valorización integral de recursos agroalimentarios tradicionales de la Comunitat Valenciana. Desarrollo de nuevos productos de uso agrícola y alimentario a partir del dátil ilicitano* https://agroalnextgva.umh.es/2023/09/20/059-valoracv-2/ (fecha de consulta: 10/6/2026).

Benmeziane-Derradji F., 2019. Nutritional value, phytochemical composition, and biological activities of Middle Eastern and North African date fruit: an overview. *Euro-Mediterr. J. Environ. Integr.* 4, 1-11.

Idrovo-Novillo J., Gavilanes-Terán I., 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. Prot.* 116, 388-395.

Ouali A., Hiouani F., Beribeche K., Madani D., 2025. Optimized date palm waste composting: Accelerating maturity via C:N ratio and moisture adjustments using a rotary drum system. *J. Ecol. Eng.* 26, 120-131.

Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, núm. 164, pp. 51119-51207.

Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen normas relativas a la comercialización de productos fertilizantes de la UE. *Diario Oficial de la Unión Europea* L170, 1-114. (Texto consolidado).

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

RECUPERACIÓN DE FÓSFORO COMO ESTRUVITA ($MgNH_4PO_4$- $6H_2O$) EN EFLUENTES METANOGÉNICOS: INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS OPERACIONALES

Belén Cañadas[1], Silvia Hernández[1], Juana Fernández-Rodríguez[1], Montserrat Pérez[1]

[1]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO), Cádiz, España.

Correo electrónico: belen.canadas@uca.es

Resumen: El fósforo es un elemento esencial para el desarrollo de los seres vivos, pero su origen en rocas fosfóricas lo convierte en un recurso limitado y no renovable. La creciente demanda y su distribución geográfica restringida hacen necesario desarrollar estrategias de recuperación y reutilización. En este contexto, la estruvita ($MgNH_4PO_4$- $6H_2O$) se presenta como una alternativa eficiente para la recuperación de fósforo a partir de efluentes, especialmente en sistemas de digestión anaerobia. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la viabilidad de la recuperación de fósforo a partir de efluentes metanogénicos mediante la formación controlada de estruvita. Para ello, se analizan parámetros clave como la concentración de fósforo, magnesio, nitrógeno, pH, temperatura y velocidad de agitación, así como el efecto del tiempo y la presencia de núcleos de cristalización. Los resultados permiten determinar las condiciones óptimas para maximizar la precipitación de estruvita y reducir la carga contaminante del efluente. Esta estrategia contribuye a la valorización del fósforo y al desarrollo de modelos de economía circular.

Palabras clave: Fósforo, estruvita, digestión anaerobia, efluente metanogénico, economía circular.

1. Introducción

El fósforo es un elemento esencial para los organismos vivos y un recurso clave en la producción agrícola. Sin embargo, su explotación se basa en un modelo lineal dependiente de reservas minerales finitas, lo que plantea problemas de sostenibilidad a largo plazo (Le Corre y col., 2009). Además, su liberación al medio acuático puede provocar fenómenos de eutrofización, afectando gravemente a los ecosistemas (Münch y Barr, 2001).

En este contexto, la recuperación de fósforo a partir de corrientes residuales ha cobrado especial relevancia como estrategia para cerrar su ciclo y reducir el impacto ambiental. Entre las tecnologías disponibles, la precipitación en forma de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) destaca por su elevada eficiencia y por generar un producto con valor agronómico (Doyle y Parsons, 2002).

La formación de estruvita depende de diversos factores fisicoquímicos, como el pH, la concentración de los iones implicados (Mg^{2+}, NH_4^+ y PO_4^{3-}) y la presencia de superficies que actúen como núcleos de cristalización (Kim y col., 2007). El control de estos parámetros resulta fundamental para optimizar el proceso de recuperación (Rahaman y col., 2008). En este sentido, los efluentes procedentes de digestión anaerobia representan una fuente adecuada para la recuperación de fósforo debido a su elevado contenido en nutrientes.

El objetivo de este trabajo es evaluar la recuperación de fósforo en forma de estruvita a partir de efluentes metanogénicos, analizando la influencia de los principales parámetros operacionales sobre el proceso.

2. Material y Métodos

El efluente metanogénico empleado en este estudio procede de un reactor de digestión anaerobia en condiciones termofílicas (55 °C), alimentado con residuos agroalimentarios. Este tipo de efluentes se caracteriza por su elevado contenido en nutrientes, especialmente fósforo y nitrógeno, lo que los convierte en matrices adecuadas para procesos de recuperación (Le Corre y col., 2009).

Se diseñó un experimento para evaluar la precipitación de estruvita bajo diferentes condiciones de pH (7,5; 8,5 y 9,5) y la influencia de la presencia de un material inerte (arena) como núcleo de cristalización. La formación de estruvita depende de la disponibilidad de iones Mg^{2+}, NH_4^+ y PO_4^{3-} y de las condiciones fisicoquímicas del medio (Doyle y Parsons, 2002). Se establecieron cuatro condiciones experimentales: tres con arena (CA) a pH 7,5; 8,5 y 9,5 y una sin arena (SA) a pH 8,5, todas ellas por triplicado.

El pH se ajustó mediante la adición de soluciones ácido-base, monitorizado con un pH-metro calibrado, dado que este parámetro controla la sobresaturación y la cinética de cristalización (Kim y col., 2007). Los ensayos se llevaron a cabo en un equipo de Jar Test (Figura 1), que permitió trabajar simultáneamente con múltiples muestras en vasos de precipitado de 1 L bajo condiciones controladas de agitación, asegurando la homogeneidad y la reproducibilidad experimental.

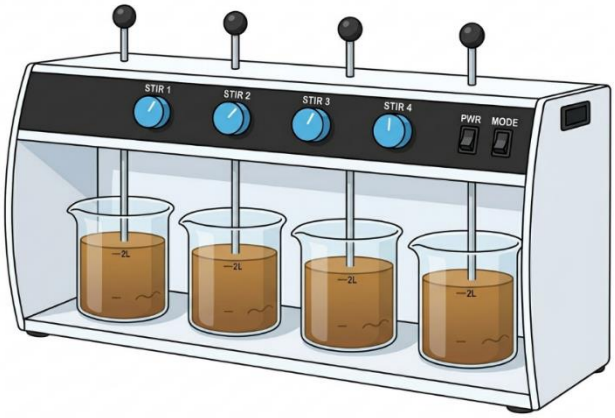


Figura 1. Equipo de Jar Test utilizado para los ensayos de precipitación de estruvita bajo agitación controlada.

Las muestras fueron analizadas a tiempos de 0, 4, 8 y 24 horas. Se determinaron las concentraciones de fósforo, nitrógeno y magnesio en sus fracciones total y soluble. Al finalizar el experimento, el sólido precipitado fue recuperado por filtración, secado en estufa y posteriormente calcinado para determinar la fracción inorgánica asociada a la formación de estruvita.

3. Resultados y Discusión

La concentración de fósforo total disminuyó en todas las condiciones experimentales (Tabla 1). En la condición pH 9,5 con arena (CA), la concentración se redujo de 8,90 mg/L a 3,27 mg/L tras 24 horas, mientras que en pH 8,5 sin arena (SA) descendió de 5,50 mg/L a 3,60 mg/L. La menor eliminación respecto al fósforo soluble sugiere la existencia de fracciones no disponibles para la reacción, lo que indica una limitación física además de química (Doyle y Parsons, 2002). En cuanto al fósforo soluble, se obtuvieron elevadas eficiencias de eliminación en todas las condiciones, alcanzándose un 91,3 % en pH 9,5 CA y pH 8,5 CA, y un 94,3 % en pH 8,5 SA. Estos resultados indican que la precipitación de estruvita fue elevada tanto en presencia como en ausencia de arena, lo que sugiere que la nucleación homogénea es suficiente bajo las condiciones ensayadas (Le Corre y col., 2009).

Tabla 1: Concentración de fósforo total y soluble para cada una de las condiciones

	FÓSFORO TOTAL (mg/L)				FÓSFORO SOLUBLE (mg/L)			
Tiempo (h)	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA
0	4,70	5,50	8,90	5,50	8,90	16,07	8,90	26,10
4	5,03	5,22	7,89	4,44	5,97	5,07	6,20	4,07
8	5,35	4,93	6,87	3,37	3,07	1,60	4,17	1,37
24	3,60	3,13	3,27	3,60	1,70	1,40	0,77	1,50

Respecto al nitrógeno (Tabla 2), la concentración total presentó picos iniciales a las 4 h, por ejemplo, 88 mg/L en pH 7,5 CA, seguido de una disminución progresiva hasta 33,67 mg/L a las 24 h, lo que sugiere su incorporación gradual en la estructura de la estruvita. La fracción soluble mostró una reducción más marcada en los primeros 8 h, alcanzando valores mínimos de 3,67 mg/L en pH 7,5 CA y 17,67 mg/L en pH 8,5 SA Este comportamiento indica una liberación inicial desde la materia orgánica y un posterior consumo durante la cristalización (Rahaman y col., 2008).

Tabla 2: Concentración de nitrógeno total y soluble para cada una de las condiciones

	NITRÓGENO TOTAL (mg/L)				NITRÓGENO SOLUBLE (mg/L)			
Tiempo (h)	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA
0	6,10	6,00	5,00	6,00	6,00	5,00	4,00	5,00
4	88,00	65,00	14,33	12,67	45,67	21,00	9,67	11,33
8	34,33	48,67	49,33	51,67	31,33	43,33	30,67	14,00
24	33,67	53,33	48,00	23,00	3,67	20,33	18,67	17,67

Tanto el magnesio total como el soluble mostraron consumo durante la reacción (Tabla 3). En pH 8,5 CA se redujo de 30 mg/L a 21,50 mg/L en 24 h, para ambos casos, indicando una precipitación progresiva. La relación molar P: Mg se mantuvo cercana a 1:1,2–1,5, en línea con los rangos óptimos (Münch y Barr, 2001). La presencia de Mg tras las 24 h sugiere posibles limitaciones por fósforo o nitrógeno en ciertas etapas.

En conjunto, estos datos confirman que la precipitación de estruvita depende principalmente del pH y de las relaciones molares entre los iones, mientras que la presencia de nucleadores tiene un efecto secundario, lo que simplifica la optimización del proceso a escala real.

Tabla 3: Concentración de magnesio total y soluble para cada una de las condiciones

	MAGNESIO TOTAL (mg/L)				MAGNESIO SOLUBLE (mg/L)			
Tiempo (h)	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA	7,5 CA	8,5 CA	9,5 CA	8,5 SA
0	31,00	30,00	28,50	30,00	26,00	30,00	28,50	26,50
4	28,33	19,89	26,67	29,00	16,00	19,83	26,67	22,67
8	23,33	20,67	24,84	26,84	16,17	20,67	24,84	16,84
24	18,33	21,50	23,00	24,67	16,33	21,50	23,00	11,00

4. Conclusiones

La recuperación de fósforo en forma de estruvita a partir de efluentes metanogénicos constituye una alternativa eficiente y sostenible para la gestión de este recurso, en línea con estrategias de economía circular propuestas en estudios recientes.

El pH se identifica como el parámetro más influyente, siendo los valores alcalinos los más favorables para maximizar la precipitación, tal y como se ha descrito en la literatura. Asimismo, la presencia de núcleos de cristalización mejora la eficiencia del proceso y la reproducibilidad de los resultados.

El proceso permite reducir significativamente la carga de fósforo en el efluente y valorizarlo como fertilizante, contribuyendo a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas y al cierre del ciclo del fósforo.

5. Bibliografía

Doyle, J. D., Parsons, S. A. 2002. Struvite formation, control and recovery. *Water Res.*, 36(16), 3925–3940.
Kim, D., Ryu, H. D., Kim, M. S., Kim, J., Lee, S. I. 2007. Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal wastewater. *J. Hazard. Mat.* 146(1–2), 81–85.
Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., Parsons, S. A. 2009. Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: A review. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 39(6), 433–477.
Münch, E. V., Barr, K. 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Res.* 35(1), 151–159.
Rahaman, M. S., Ellis, N., Mavinic, D. S. 2008. Effects of various process parameters on struvite precipitation kinetics and subsequent determination of rate constants. *Water Sci. Technol.* 70(3), 394–400.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida por el proyecto PID2021-123174OB-I00, concedido por el MCIN/AEI (10.13039/501100011033) y cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER, UE) y a Agroganadera Montesierra S.L. y Bodegas González Byass S.L. por el suministro de los sustratos.

EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LA CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA MESOFÍLICA Y TERMOFÍLICA DE PURÍN DE CERDO Y AGUAS RESIDUALES DE MATADERO: RENDIMIENTO DEL PROCESO, HIGIENIZACIÓN, BALANCE ENERGÉTICO Y SOSTENIBILIDAD

M. Candel[1], B. Cañadas[1], J. Fernández-Rodríguez[1], M. Pérez[1]

[1]Tecnologías del Medio Ambiente, IVAGRO, Universidad de Cádiz.

Correo electrónico: montserrat.perez@uca.es

Resumen: La valorización de residuos agroindustriales mediante digestión anaerobia constituye una estrategia clave dentro de la economía circular, permitiendo simultáneamente la estabilización de residuos y la recuperación de energía renovable. En este estudio se evaluó la co-digestión anaerobia de purín de cerdo y aguas residuales de matadero (50:50, v/v) bajo condiciones mesofílicas (35 °C) y termofílicas (55 °C) en reactores continuos agitados de 2.7 L de volumen útil. Los sistemas operaron con tiempos de retención hidráulico (TRH) de 20, 15, 10, 8 y 5 días con el objetivo de analizar el efecto de la temperatura sobre la producción de metano, la estabilidad del proceso, la higienización y la sostenibilidad global. Ambos reactores alcanzaron su mejor rendimiento a un TRH de 10 días. El reactor mesofílico presentó la mayor producción acumulada de metano, mayor estabilidad operacional y mejor equilibrio entre acidogénesis y metanogénesis, mientras que el régimen termofílico mostró mayor sensibilidad a la acumulación de ácidos grasos volátiles. En términos sanitarios, la digestión termofílica proporcionó una mayor reducción microbiológica, con eliminación completa de *Escherichia coli* y menores concentraciones de coliformes y enterococos. El análisis energético confirmó un mayor potencial de recuperación bajo condiciones mesofílicas. Asimismo, las métricas AGREE, BAGI y Path2Green evidenciaron una aceptable sostenibilidad del procedimiento experimental. Los resultados demuestran que la digestión mesofílica favorece el rendimiento energético y la estabilidad del proceso, mientras que la termofílica mejora la higienización del digestato.

Palabras clave: co-digestión anaerobia, purín de cerdo, aguas residuales de matadero, sostenibilidad, economía circular.

1. Introducción

La gestión de residuos agroindustriales constituye un importante desafío ambiental debido a la elevada carga orgánica y microbiológica de estos efluentes y a su potencial contribución a la contaminación y emisiones de gases de efecto invernadero y contaminación de suelos y aguas. Entre ellos, el purín de cerdo (PC) y las aguas residuales de matadero (ARM) destacan por su elevada producción y complejidad de tratamiento (Habchi y col., 2024).

La digestión anaerobia (DA) constituye una alternativa sostenible para el tratamiento de estos residuos, permitiendo simultáneamente la estabilización de la materia orgánica y la producción de biogás (Piadeh y col., 2024). Además, la co-digestión anaerobia mejora el equilibrio nutricional y la estabilidad microbiológica respecto a la digestión individual de residuos (Paranjpe y col., 2023).

La temperatura de operación constituye uno de los parámetros más relevantes del proceso. Mientras que la digestión mesofílica suele proporcionar una mayor estabilidad del proceso, la termofílica puede favorecer la velocidad de degradación y la eliminación de patógenos, aunque con mayor sensibilidad frente a sobrecargas orgánicas (Abdelrahman y col., 2025).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue comparar la co-digestión anaerobia mesofílica y termofílica de purín de cerdo y aguas residuales de matadero operadas a distintos TRH, evaluando el rendimiento metanogénico, la estabilidad del proceso, la higienización y la sostenibilidad global.

2. Material y Métodos

2.1 Sustratos e inóculo

El purín de cerdo y las aguas residuales de matadero fueron recogidos en instalaciones agroindustriales localizadas en la provincia de Cádiz. Se mezclaron en proporción 50:50 (v/v) y se trataron en dos reactores continuos agitados con un volumen útil de 2.7 L. Un reactor operó bajo condiciones mesofílicas (35 °C) y el otro bajo condiciones termofílicas (55 °C). Los sistemas se evaluaron a TRH de 20, 15, 10, 8 y 5 días.

2.3 Métodos analíticos

Las determinaciones de sólidos totales y volátiles (ST y SV), DQO total y soluble (DQO_t y DQO_s), pH y ácidos grasos volátiles (AGV) se realizaron siguiendo APHA (2012). La producción y composición del biogás se determinaron mediante un medidor Ritter TG1 y un analizador BIOGAS 5000 (Geotech). La evaluación microbiológica incluyó coliformes totales, *Escherichia coli*, enterococos y *Salmonella* spp. en los digestatos finales.

2.4 Evaluación energética y sostenibilidad

El potencial de recuperación energética se calculó a partir de la producción experimental de metano a TRH óptimo (10 días), calculando la generación de electricidad y la recuperación de energía térmica mediante factores de conversión publicados. Asimismo, se estimaron las emisiones de CO_2 equivalente evitadas por sustitución de electricidad de la red y energía térmica convencional. La sostenibilidad del proceso se evaluó mediante las métricas AGREE, BAGI y Path2Green, que valoran la sostenibilidad ambiental, la aplicabilidad metodológica y la sostenibilidad global del proceso, respectivamente.

3. Resultados y Discusión

La reducción del TRH incrementó la carga orgánica aplicada y afectó significativamente al equilibrio microbiológico del proceso. Ambos reactores alcanzaron su mejor rendimiento a un TRH de 10 días (Figura 1), observándose una tendencia a una mayor producción de metano en el reactor mesofílico (RM).

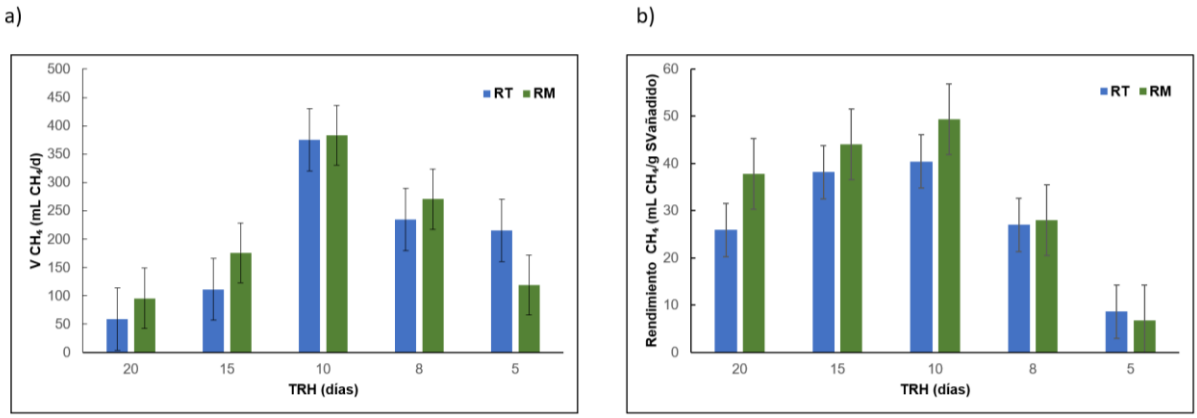


Figura 1. Producción acumulada de metano y rendimiento específico de metano bajo condiciones mesofílicas y termofílicas a diferentes TRH.

A TRH inferiores se observó una acumulación progresiva de ácidos grasos volátiles, especialmente en el reactor termofílico (RT), indicando desequilibrios entre acidogénesis y metanogénesis (Figura 2). Estos resultados coinciden con estudios previos que describen una mayor sensibilidad de los sistemas termofílicos frente a sobrecargas orgánicas (He y col., 2025).

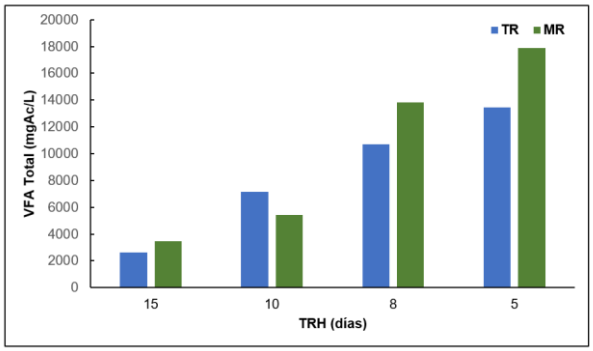


Figura 2. Evolución de la acidez total durante la co-digestión anaerobia mesofílica y termofílica a diferentes TRH.

El reactor mesofílico mostró una mayor estabilidad operacional, menores concentraciones de AGV y mayor eliminación de DQO, resultados similares a los descritos por Liu y col. (2023).

En cuanto a la higienización, el TR mostró mayor eficacia en la eliminación de microorganismos indicadores de contaminación fecal (coliformes totales, *Escherichia coli* y enterococos) (Tabla 1). No se detectó presencia de *Salmonella* spp. en ninguno de los digestatos finales, mientras que la digestión termofílica permitió la eliminación completa de *E. coli*.

Tabla 1. Evaluación microbiológica de los digestatos obtenidos bajo condiciones mesofílicas y termofílicas

Parámetros (CFU/g)	RT	RM
Coliformes Totales	3.00×10^2	5.95×10^2
E. Coli	ND*	3.15×10^2
Enterococos	9.40×10^2	1.42×10^3
Salmonella spp.	ND	ND

Estos resultados concuerdan con estudios recientes que indican que las altas temperaturas favorecen la inactivación de microorganismos patógenos durante la digestión anaerobia (Lin y col., 2022).

La evaluación energética mostró un mayor potencial de recuperación bajo condiciones mesofílicas (Tabla 2), alcanzándose mayores valores de producción de biogás, generación eléctrica y recuperación térmica.

Desde el punto de vista de sostenibilidad, el procedimiento experimental presentó un valor AGREE de 0.51 y un índice BAGI de 70, indicando una aceptable aplicabilidad ambiental y analítica. Los valores Path2Green fueron de 0.605 para el sistema termofílico y 0.691 para el mesofílico, reflejando el menor requerimiento energético de este último.

Tabla 2. Comparación del potencial energético y ambiental de los reactores mesofílico y termofílico

Parámetro	RM	TR
DQO eliminada (kg/m³ tratado)	16.61	11.53
Producción de biogás (m³/m³ tratado)	7.14	4.96
Producción de metano (m³ CH_4/m³ tratado)	3.71	2.30
Generación de electricidad (kWh/m³ tratado)	14.12	8.73
Recuperación de energía térmica (MJ/m³ tratado)	132.163	81.75
CO_2 evitado por generación eléctrica (kg CO_2 eq/m³)	1.86	1.15
CO_2 evitado por recuperación térmica (kg CO_2 eq/m³)	0.004	0.002

4. Conclusiones

La co-digestión anaerobia de purín de cerdo y aguas residuales de matadero permitió una adecuada valorización energética y estabilización de residuos bajo condiciones mesofílicas y termofílicas. Ambos sistemas alcanzaron su máximo rendimiento a un TRH de 10 días.

La digestión mesofílica presentó mayor estabilidad operacional, mejor eliminación de materia orgánica y mayor recuperación energética. Por el contrario, la digestión termofílica mostró mayor eficiencia higienizante y reducción microbiológica.

Los análisis de sostenibilidad evidenciaron una aceptable aplicabilidad ambiental del procedimiento experimental. La selección de la temperatura debe equilibrar rendimiento energético y calidad sanitaria del digestato.

5. Bibliografía

Abdelrahman A.M., Tabar S.A., Cicekalan B., Basa S., Ucas G., Guven H., Ozgun H., Ozturk I., Koyuncu I., van Lier J.B., Volcke E.I.P., Ersahin M.E., 2025. Mesophilic versus thermophilic digestion of sludge in anaerobic membrane bioreactors. *Bioresour. Technol.* 417, 131822.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,* 22nd ed. APHA, Washington DC.

Habchi S., Pecha J., Šánek L., Karouach F., el Bari H., 2024. Sustainable valorization of slaughterhouse waste through anaerobic digestion: A circular economy perspective. *J. Environ. Manage*. 366, 121920.

He H., Chen X., Peng Z., Zhang Z., Ren X., Ma S., Khan M.U., Cui Z., Yuan X., 2025. A review of temperature and key parameters influencing the hydrolysis-methanogenesis balance in anaerobic digestion. *Fuel* 394, 134927.

Lin M., Ren L., Mdondo Wandera S., Liu Y., Dong R., Qiao W., 2022. Enhancing pathogen inactivation in pig manure by introducing thermophilic and hyperthermophilic hygienization in a two-stage anaerobic digestion process. *Waste Manage.* 144, 123–131.

Liu X., Lee C., Kim J.Y., 2023. Comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic digestions of thermal hydrolysis pretreated swine manure: Process performance, microbial communities and energy balance. *J. Environ. Sci.* 126, 222–233.

Paranjpe A., Saxena S., Jain P., 2023. A Review on Performance Improvement of Anaerobic Digestion Using Co-Digestion of Food Waste and Sewage Sludge. *J. Environ. Manage.* 338, 117733.

Piadeh F., Offie I., Behzadian K., Rizzuto J.P., Bywater A., Córdoba-Pachón J.R., Walker M., 2024. A critical review for the impact of anaerobic digestion on the sustainable development goals. *J. Environ. Manage.* 349, 119458.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto PID2021-123174OB-I00 (MCIN/AEI/10.13039/25890110 UE). Los autores agradecen la ayuda predoctoral PRE2022-104937 y a Agroganadera Montesierra S.L. y Matadero Montesierra S.A. por el suministro de los sustratos.

USO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL EN LA OPTIMIZACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE

Carlos Cambra Baseca[1], Antonia Maiara Marques do Nascimento[1], Carlos Rad[2]

[1]Grupo de Computacional Aplicada (GICAP). Dpto. Digitalización. Universidad de Burgos. Escuela Politécnica Superior Campus Vena, Av. Cantabria s/n. 09004 Burgos

[2]UBUCOMP. Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos

Resumen: La obtención de un compost de calidad pasa por una adecuada optimización de sus parámetros operacionales. En este proyecto se plantea optimizar dicho proceso mediante el uso de Inteligencia Artificial (IA) e Internet de las Cosas (IoT), superando las limitaciones de los modelos lineales tradicionales. Debido a su ubicación en el medio rural y la limitada cobertura 4G, se implementó una red LoRaWAN para lograr una transmisión fiable de datos desde sensores de inserción (Milesight TS101), que miden temperatura y humedad en las pilas, y una estación meteorológica (SenseCAP S2120), que registra variables ambientales como presión, viento y radiación UV; estos datos se almacenaron en la nube para su análisis. El sistema empleó aprendizaje automático sobre un histórico de más de 97.000 registros y 9 variables, aplicando procesamiento de series temporales mediante extracción de características y agregación a promedios horarios para mejorar la precisión, así como el uso de algoritmos de agrupamiento como K-Means, que fueron capaces de identificar tres patrones principales de comportamiento y detectar 90 eventos relevantes. A partir de este análisis, la IA generó recomendaciones operativas como el tiempo óptimo de transformación y los momentos adecuados para el volteo, sugiriendo para el periodo analizado, 10 volteos con una frecuencia media de 22,4 días. Este enfoque supone un claro avance para una gestión remota, eficiente e inteligente del compostaje, reduciendo la complejidad y su coste frente a sistemas tradicionales de modelización.

Palabras clave: calidad del compost, red sensórica, series temporales, optimización de proceso, residuos agroganaderos

1. Introducción

El compostaje constituye una estrategia ampliamente utilizada para la valorización de residuos orgánicos mediante su transformación en materia orgánica estabilizada, contribuyendo así de una manera significativa a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas y a una gestión más eficiente de los residuos. No obstante, los métodos convencionales dependen en gran medida del control manual de parámetros operativos como la aireación, el volteo y la humedad, lo que frecuentemente se traduce en ineficiencias de proceso, pérdidas de nutrientes, aumento de emisiones y una calidad variable del compost obtenido. En este contexto, el compostaje inteligente basado en datos emerge como una alternativa prometedora al integrar tecnologías de monitorización ambiental, conectividad mediante IoT y modelos predictivos fundamentados en técnicas de aprendizaje automático, permitiendo un control adaptativo y en tiempo real del proceso (Liu y col., 2026).

La monitorización continua de variables clave, como la temperatura, la humedad, la concentración de oxígeno y la emisión de gases de efecto invernadero o generadores de malos olores, junto con los sistemas de comunicación y la aplicación de algoritmos predictivos, posibilita el ajuste dinámico de las condiciones operativas para mejorar la estabilidad del proceso, optimizar la conservación de nutrientes y minimizar las emisiones contaminantes (Fig. 1).

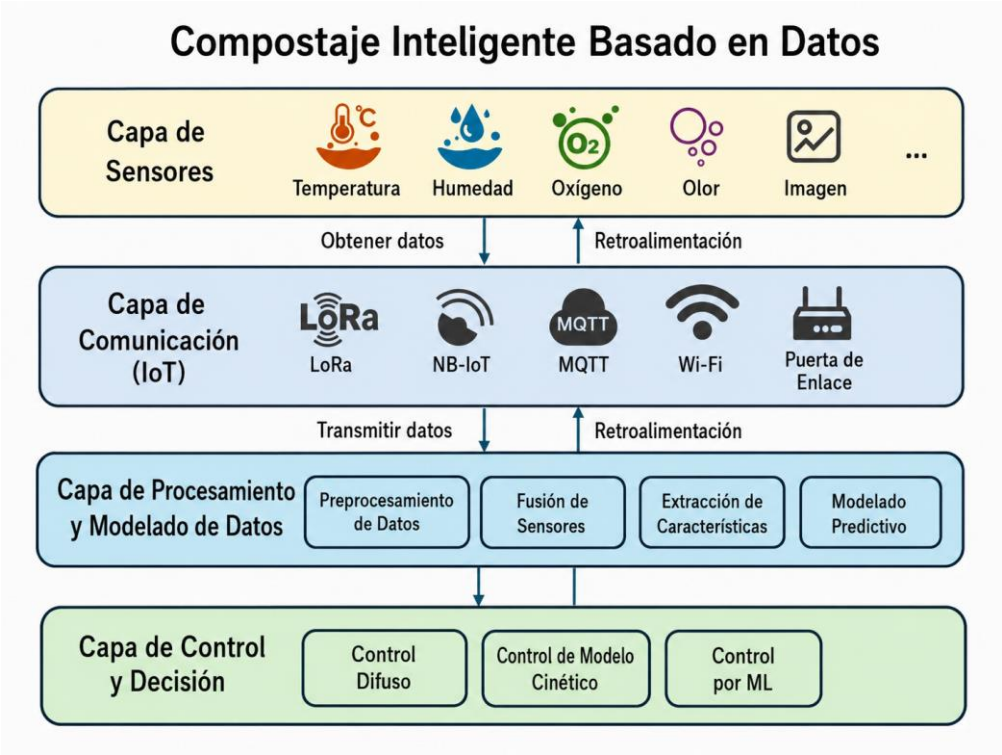


Figura 1. Esquema de funcionamiento de un sistema de compostaje inteligente.

No obstante, a pesar del notable progreso alcanzado en los últimos años, persisten importantes desafíos tecnológicos y metodológicos. Entre ellos destacan la limitada durabilidad de los sensores en ambientes altamente corrosivos, la escasez de conjuntos de datos estandarizados para el desarrollo y validación de modelos predictivos y las dificultades asociadas a la escalabilidad computacional de los sistemas de control. En consecuencia, las futuras líneas de investigación deberían orientarse al desarrollo de sensores más robustos, especialmente los relacionados con la contaminación atmosférica, el establecimiento de sistemas normalizados de indicadores que permitan relacionar las señales registradas por los sensores con la calidad final del compost, y al diseño de herramientas escalables de apoyo a la toma de decisiones basadas en IA y adaptadas a diferentes contextos operativos (Temel y col., 2023). En este trabajo se intenta optimizar el volteo en el compostaje de residuos ganaderos mezclados con restos de cosecha en función de la evolución de la temperatura y humedad de la pila y ambiental. Todo ello desarrollado en un entorno rural donde la inexistencia de redes de comunicación 4G dificultan la implementación de estos procesos de compostaje inteligente.

2. Material y Métodos

2.1 Descripción del sistema de compostaje de residuos agroganaderos

En enero 2025, en la localidad de Palaciosrubios (Salamanca), la empresa CONALDI Agropecuaria S.L. estableció tres pilas de compostaje con diferentes proporciones de estiércol ganadero y paja de cereal y colza: Pila 1 de 224,7 toneladas, compuesta de estiércol porcino (29%) y vacuno (66%), paja de trigo (3%) y colza (2%), Pila 2 de 170,1 toneladas, compuesta por estiércol de vacuno y paja de colza y Pila 3 de 96,7 toneladas y la misma composición. Las pilas fueron volteadas a demanda en función de la evolución de la temperatura controlada mediante sondas instaladas en su interior.

2.2 Sistemas de control mediante IoT

Se instaló una estación climática exterior SenseCap LoRaWAN S2120 (Seeed Studio, Shenzhen, China) con sonda de temperatura, humedad, presión atmosférica, radiación luminosa, anemómetro y pluviómetro. Las sondas de inserción para la medición de la temperatura y humedad de las pilas fueron del tipo Milesight LoRaWAN TS101 (Xiamen, China). La conexión se realizó mediante una pasarela Milesight LoRaWAN UG65-868M-EA (Xiamen, China) con tecnología 4G instalada en la nave de la compañía CONALDI Agropecuaria S.L.

2.3 Procesado de datos y sistemas de toma de decisiones

Los datos fueron sometidos a un proceso de pretratamiento que incluyó: (*i*) análisis exploratorio, (*ii*) gestión de valores faltantes y atípicos, (*iii*) codificación de variables categóricas, escalado y normalización de variables numéricas y finalmente (*iv*) extracción de características temporales. Posteriormente, los datos se subdividieron en conjuntos de entrenamiento, validación y prueba empleando particiones de 70-15-15, para el desarrollo y evaluación de los modelos predictivos.

Se utilizaron técnicas de aprendizaje no supervisado, incluyendo agrupamiento mediante *K-Means* y detección de anomalías, para analizar la evolución de las variables monitorizadas durante el proceso de compostaje. La caracterización estadística de los clústeres obtenidos permitió identificar diferentes estados operativos del proceso y determinar periodos adecuados para la ejecución de las operaciones de volteo, así como detectar situaciones anómalas susceptibles de afectar a su correcto desarrollo.

3. Resultados y Discusión

El análisis de agrupamiento mediante el algoritmo *K-means* permitió identificar tres patrones diferenciados en el comportamiento del compost a partir de las variables temperatura y humedad (Fig. 2.A). Los grupos obtenidos muestran una separación consistente de las observaciones y reflejan diferentes estados operativos del proceso de compostaje: un primer grupo estaba caracterizado por presentar temperaturas relativamente bajas y contenidos de humedad elevados; el segundo agrupó observaciones con temperaturas altas y humedades más reducidas y el tercer grupo ocupó una posición intermedia entre ambos, representando condiciones de transición. Esta distribución evidencia una relación inversa entre temperatura y humedad, comportamiento ampliamente descrito en los procesos de compostaje debido al incremento de la actividad microbiana y la consecuente pérdida de agua por evaporación. Los diagramas de cajas confirmaron estas diferencias entre grupos, sugiriendo que la temperatura y la humedad son indicadores adecuados para describir el estado del material compostado (Fig. 2.B).

La evolución temporal de las variables analizadas respalda la interpretación de los grupos identificados. La humedad del compost presentó una tendencia general descendente durante el periodo de estudio, pasando de valores cercanos al 65–70 % a niveles próximos al 40–50 %. Paralelamente, se observó un incremento progresivo de la temperatura hasta alcanzar valores característicos de la fase termófila (Fig. 2.C). Los eventos detectados mediante el análisis de cambios bruscos de temperatura sugieren la ocurrencia de intervenciones de manejo, tales como volteos o aireaciones, las cuales pueden modificar temporalmente las condiciones internas de la pila (Fig. 2.D). En conjunto, los resultados indican que los estados identificados por *K-means* representan fases funcionales del proceso de compostaje y constituyen una herramienta útil para el monitoreo y la toma de decisiones relacionadas con el manejo de la humedad y la frecuencia de volteo.

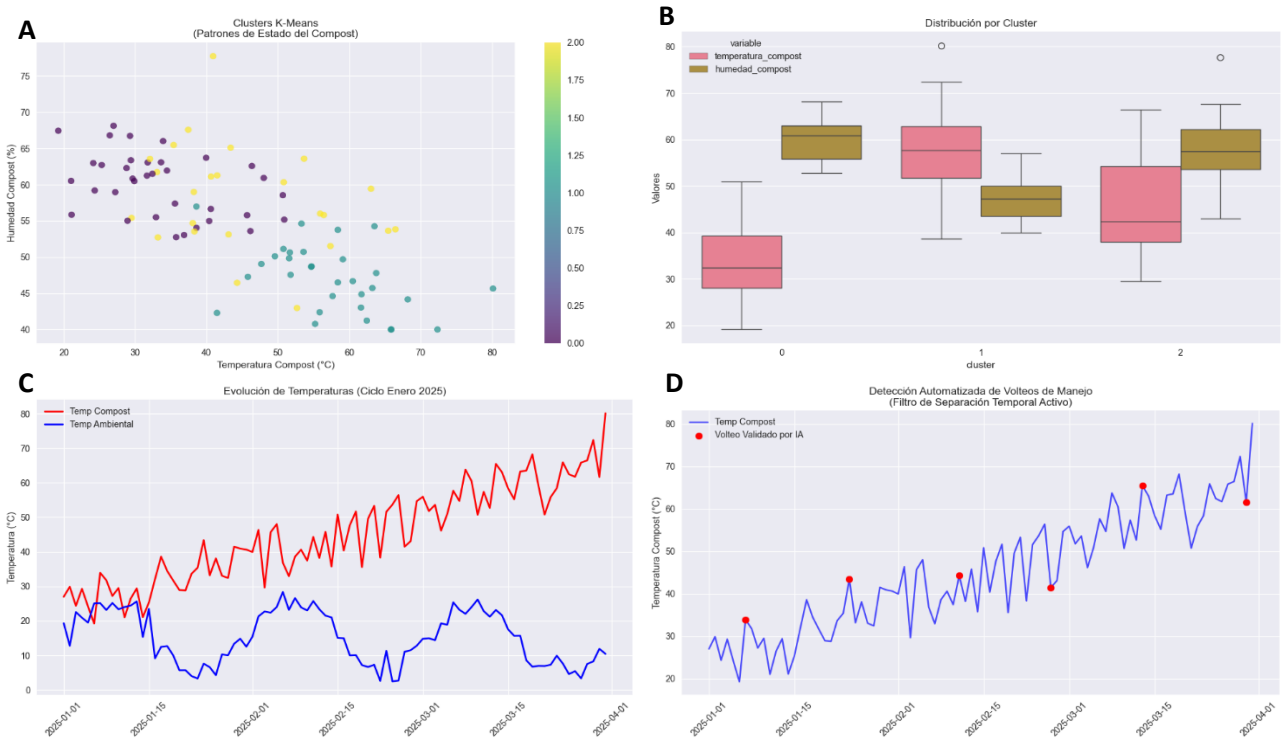


Figura 2.A Visualización de clústeres, **2.B** Valores asociados de temperatura y humedad, **2.C** Evolución de las temperaturas de la pila y ambiental, **2.D** Identificación mediante IA de los momentos de volteo.

4. Conclusiones

- El uso del algoritmo *K-Means* delimitó con éxito las fases de transición térmica y el módulo de detección de cambios bruscos con restricción de vecindad temporal permitió filtrar los falsos positivos operacionales, aislando únicamente los eventos críticos de manejo.
- La agrupación obtenida mostró coherencia con la dinámica esperada del proceso, sugiriendo que variables sencillas como temperatura y humedad son discriminantes eficaces para caracterizar estados del compostaje.
- En futuros trabajos, se están integrando nuevas variables como las emisiones de gases (O_2, CO_2, CH_4 y NH_3) para mejorar la optimización temporal de las fases del compostaje. Además, la incorporación de series temporales y modelos híbridos podría permitir no solo describir, sino también predecir la evolución del proceso en condiciones variables de manejo.

5. Bibliografía

Liu B., Zhang K., Wei Y., Ding G., Xu T., Zhang L., Li J., 2026. Towards data-driven smart composting techniques and control systems. *Bioresour. Technol*. 440, 133514.

Temel F.A., Yolcu O.C., Turan N.G., 2023. Artificial intelligence and machine learning approaches in composting process: A review. *Bioresour. Technol*. 370, 128539.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la red de transferencia de Conocimiento Universidad-Empresa (tCUE) la financiación del proyecto en la convocatoria Lanzadera 2024 y a la empresa CONALDI Agropecuaria S.L. su participación en el proyecto.

SESIÓN 2

MERCADOS, CERTIFICACIÓN Y CALIDAD DE COMPOST, DIGERIDOS Y DERIVADOS

ANÁLISIS METATAXONÓMICO DE RAFIA DE POLIPROPILENO DURANTE EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES

Martín Segado-Pérez[1], María José Estrella-González[1], Jesús Salinas[1], Mª Pilar Ruiz-Martos[1], Juan A. López-González[1], Macarena M. Jurado[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España

Correo electrónico: msp225@ual.es

Resumen: Los restos de plantas hortícolas utilizados en procesos de compostaje suelen contener guías de entutorado de polipropileno (rafia) empleadas para sujetar las plantas. La separación de estos materiales, costosa y poco viable, provoca su incorporación conjunta a las pilas de compostaje. Dado que la degradación de polímeros naturales recalcitrantes, como la lignina, exige la acción coordinada de enzimas oxidativas; por ello, este ecosistema resulta idóneo para la bioprospección de microorganismos capaces de colonizar e iniciar la degradación de dichos materiales. El objetivo de este trabajo fue comparar la estructura y funcionalidad de la población microbiana asociada a la superficie de rafia nueva y envejecida naturalmente, incorporadas en una pila de compostaje de restos hortícolas (1,6 m^3, C/N 25, mezclados con corteza de pino), desde el inicio al final del proceso. Se secuenciaron los genes 16S rRNA (bacterias) e ITS (hongos), las secuencias se analizaron con QIIME2 y la inferencia funcional se evaluó mediante PICRUST2 y FUNGuild. El análisis mostró, tanto a nivel fúngico como bacteriano, un cambio de perfil taxonómico en la rafia nueva, mientras que en la rafia envejecida la variación de la comunidad fue mínima. En ambas rafias, la riqueza bacteriana aumentó (Chao1), pero la diversidad (índice de Shannon) disminuyó al final del proceso, mientras que la riqueza fúngica experimentó fluctuaciones. La inferencia funcional en la rafia envejecida presentó el mayor potencial enzimático para la biodegradación, sugiriendo una oxidación incipiente del material. En conclusión, el compostaje ejerce una presión selectiva que condiciona el establecimiento de un microbioma especializado asociado a la rafia y la rafia envejecida facilita la instauración de una comunidad con capacidades degradativas más avanzadas. Estos resultados refuerzan el papel del compostaje como un entorno clave para la selección de consorcios microbianos y el estudio de sus mecanismos de degradación en entornos extremos.

Palabras clave: Metabarcoding, residuos agrícolas, guías de entutorado, biorremediación.

1. Introducción

Los restos de plantas hortícolas utilizados en procesos de compostaje suelen ir acompañados de guías de entutorado de polipropileno (rafia) empleadas para sujetar las plantas. La separación de estos materiales, costosa y poco viable, provoca su incorporación conjunta a las pilas de compostaje. El polipropileno es un polímero termoplástico que destaca por su baja densidad y alta resistencia, así como su hidrofobicidad y su resistencia a las variaciones de temperatura, características que lo hacen muy difícil de degradar. Sin embargo, dado que la degradación de polímeros naturales complejos, como la lignina, exige sistemas enzimáticos robustos, este ecosistema resulta idóneo para la bioprospección de microorganismos capaces de colonizar e iniciar la degradación de dichos materiales. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue comparar la estructura y funcionalidad de la población microbiana asociada a la superficie de rafia

nueva (NT) y envejecida (AT) naturalmente, incorporadas en una pila de compostaje de restos hortícolas desde el inicio al final del proceso.

2. Material y Métodos

2.1 Montaje de la pila de compostaje, monitorización y muestreo

Se montó una pila constituida por 40% de restos de poda con fines estructurantes, 50% de residuos vegetales procedentes de plantas de tomate y 10% de alperujo proporcionado por la empresa Oleícola El Tejar. Además, se introdujeron en el interior de la pila muestras previamente identificadas de rafia envejecida, y de rafia virgen. Alcanzando dicha pila un volumen final de 1,6 m^3. Durante todo el proceso la pila se mantuvo con una humedad cercana al 55% y en condiciones de aireación, monitorizando constantemente temperatura y humedad. Además, durante la fase bioxidativa se realizó un volteo semanal hasta que la temperatura de la pila fue inferior a 40ºC. Se obtuvieron muestras de rafia nueva al inicio (NT-I) y final (NT-F) del proceso de compostaje, así como, muestras de rafia envejecida al inicio (AT-I) y final (AT-F).

2.2 Caracterización taxonómica y funcional de las comunidades microbianas

La extracción de ADN de las muestras de compost se realizó utilizando el kit DNeasy PowerSoil Isolation Kit (Qiagen). Las comunidades bacterianas y fúngicas se caracterizaron mediante la secuenciación de los genes ARNr 16S e ITS, respectivamente, en una plataforma Illumina MiSeq. Las secuencias obtenidas fueron sometidas a controles de calidad, filtrado y procesamiento bioinformático. El análisis de los datos se llevó a cabo con QIIME2 (v2026.1) (Bolyen et al., 2019), obteniéndose variantes de secuencia de amplicón (ASV) y la correspondiente asignación taxonómica para bacterias y hongos. La inferencia funcional de las comunidades bacterianas se realizó mediante PICRUSt2, mientras que las funciones ecológicas de las comunidades fúngicas se predijeron utilizando FUNGuild. Estas herramientas permitieron evaluar la composición taxonómica y el potencial funcional de las comunidades microbianas durante el proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

La diversidad alfa mostró respuestas diferenciadas entre bacterias y hongos según el estado del material y el tiempo de muestreo. En bacterias, la riqueza Chao1 aumentó en los tratamientos finales y alcanzó los valores más elevados en el material envejecido final (AT-F), mientras que el índice Shannon mostró un patrón menos lineal. En hongos, la riqueza fue más alta en material envejecido inicial (AT-I) y la diversidad Shannon se mantuvo elevada en los tratamientos finales y envejecidos, indicando una dinámica distinta respecto a la comunidad bacteriana.

La composición taxonómica a nivel de familia evidenció diferencias en la estructura de las comunidades entre materiales nuevos y envejecidos y entre los tiempos inicial y final (**Figura 1**). En bacterias, Bacillaceae fue una de las familias dominantes en todas las condiciones, junto con Planctomycetaceae, Lysobacteraceae y Sphaerobacteraceae. En hongos, el material nuevo inicial estuvo dominado por Aspergillaceae, mientras que en los tratamientos finales aumentó la representación relativa de otras familias como Microascaceae, Plectosphaerellaceae.

La inferencia funcional mediante PICRUSt2 (**Figura 2**) mostró un enriquecimiento relativo de funciones potencialmente relacionadas con la degradación de polímeros en AT-F. El mapa de

calor circular resume las 40 funciones más enriquecidas en el material envejecido final e incluye familias enzimáticas como dioxigenasas, hidrolasas, hidroxilasas, monooxigenasas y oxidasas.

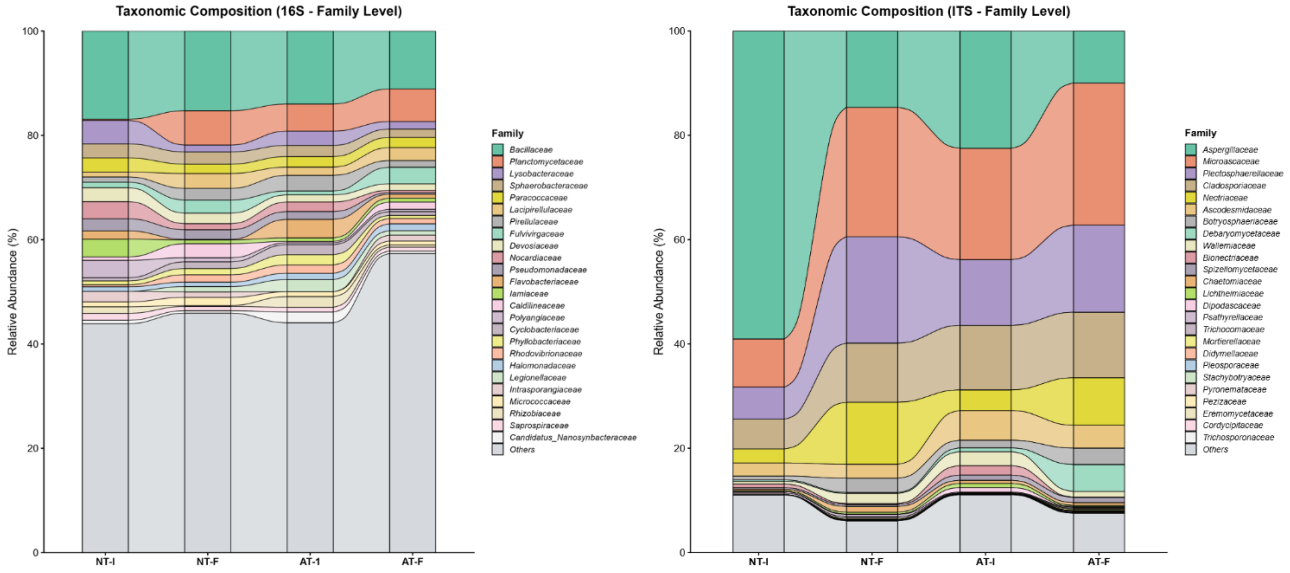


Figura 1. Composición taxonómica de las comunidades bacterianas (izquierda) y fúngicas (derecha) a nivel de familia. Diagrama aluvial que ilustra la abundancia relativa (%) de las 25 familias más abundantes. Los taxones que no se encuentran entre las 25 familias más abundantes, o aquellos que carecen de una clasificación confiable a nivel de familia, se agrupan en la categoría “Otros”. AT-I: material envejecido inicial; AT-F: material envejecido final; NT-I: material nuevo inicial; NT-F: material nuevo final.

Estos resultados sugieren una modificación del potencial metabólico bacteriano asociada al envejecimiento del material; no obstante, deben interpretarse como predicciones funcionales y no como medidas directas de actividad enzimática. Los hongos saprófitos dominaron todas las muestras, mientras que los grupos patógenos permanecieron minoritarios. Del inicio al final, las comunidades fúngicas se volvieron más similares, lo que sugiere una convergencia funcional y taxonómica durante el compostaje.

4. Conclusiones

En conjunto, los resultados indican que el envejecimiento del material y el tiempo de exposición en la pila de compostaje influyeron en la estructura de las comunidades microbianas asociadas a las guías de entutorado. Bacterias y hongos mostraron patrones diferenciados de diversidad alfa y abundancia relativa, compatibles con una sucesión microbiana dependiente del tipo de material. Además, el mayor potencial funcional asociado a enzimas oxidativas e hidrolíticas en AT-F apoya la hipótesis de una adaptación funcional de la comunidad bacteriana al material envejecido y su posible implicación en procesos de transformación o biodegradación de materiales plásticos durante el compostaje.

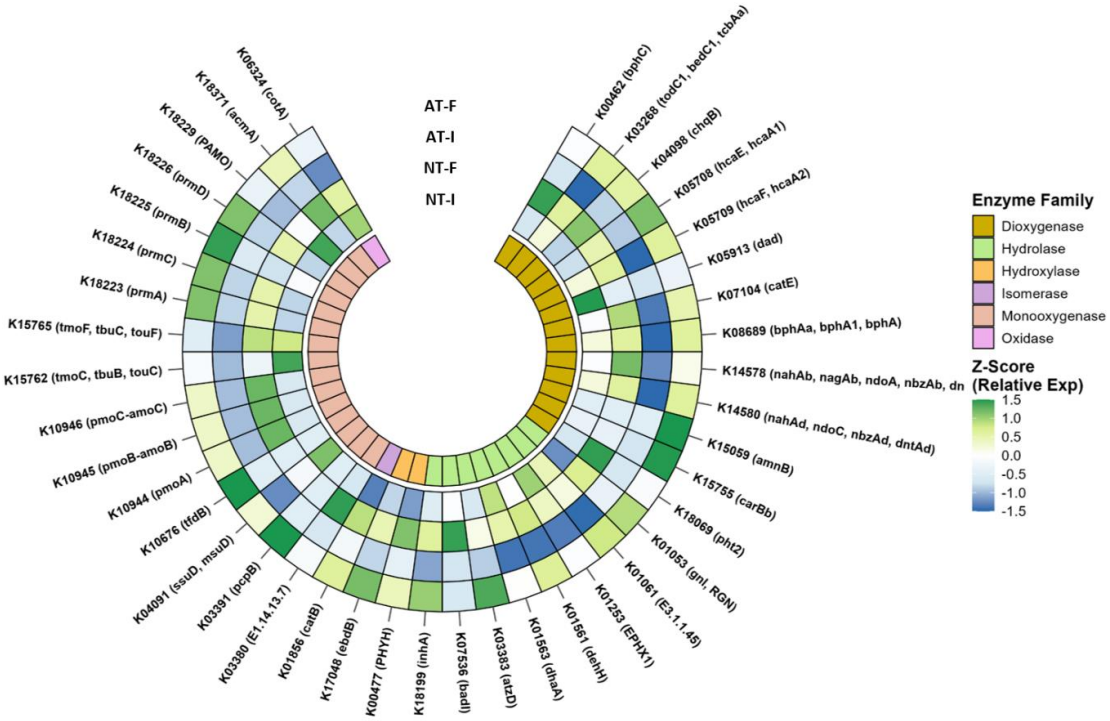


Figura 2. Perfil funcional predicho de enzimas potencialmente implicadas en la degradación de plásticos (Top 40). AT-I: material envejecido inicial; AT-F: material envejecido final; NT-I: material nuevo inicial; NT-F: material nuevo final.

5. Bibliografía

Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R., Bokulich, N.A., Abnet, C.C., Al-Ghalith, G.A., et al., 2019. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nat. Biotechnol*. 37, 852–857.

Estrella-González, M.J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M.M., López, M.J., López-González, J.A., Siles-Castellano, A.B., Munoz-Mérida, A., Moreno, J., 2020. Uncovering new indicators to predict stability, maturity and biodiversity of compost on an industrial scale. *Bioresour. Technol*. 313, 123557.

6. Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por el proyecto BBI JU H2020 RECOVER (GA. nº 887648) y por el Plan Propio de Investigación y Transferencia de la Universidad de Almería, financiado por la Consejería de Universidad, Investigación e Innovación con Fondo Social Europeo (FSE). Programa: Investigación 10 Vicerrectorado de Investigación e Innovación Plan Propio 2023 Científica e Innovación 54.A. Aplicación 741.

BIODEGRADABILITY OF FINISHED LEATHER THROUGH ISO 14855-1:2012 AND ISO 20136:2020: A MULTI-FACETED ANALYTICAL APPROACH

Alberto Vico[1], Marcelo Bertazzo[1], Maria I. Maestre-López[1], Jose Miguel Carot-Sierra[2], Irene Lifante[1], Elena Orgilés-Calpena[1], and Guillermo Grindlay[3]

[1] Footwear Technological Institute (INESCOP), C/Alemania 102—Polígono Campo Alto, 03600 Elda, Spain

[2] Department of Applied Statistics, Operational Research, and Quality, Universitat Politècnica de València Camino de Vera s/n, 46022 Valencia, Spain

[3] Department of Analytical Chemistry, Nutrition, and Food Sciences, University of Alicante, PO Box 99, 03080 Alicante, Spain

Correo electrónico: avico@inescop.es

Resumen: Las regulaciones y las estrategias de economía circular están acelerando la búsqueda de alternativas sostenibles en el sector del cuero. No obstante, la compostabilidad de cueros y textiles aún carece de normas específicas de certificación, a diferencia de los plásticos, lo que hace necesario estudiar su biodegradabilidad y su incorporación a sistemas de gestión de residuos orgánicos. Este estudio compara dos metodologías normalizadas, el compostaje a escala de laboratorio según ISO 14855-1:2012 y la biodegradación en fase líquida según ISO 20136:2020, aplicadas a 4 cueros comerciales libres de cromo. Los resultados obtenidos en ambos métodos son coherentes, aunque la fase líquida muestra una respuesta más rápida y sensible. En el compostaje, la mayoría de las muestras supera el 70% de biodegradación, mientras que los cueros curtidos con titanio y agentes fenólicos alcanzan valores próximos a la mineralización completa. En fase líquida, los porcentajes suelen superar el 80% en menos tiempo. La comparación exploratoria de los valores finales de biodegradación confirma que ambos métodos aportan información complementaria y que la química de curtición, junto con la arquitectura completa del cuero acabado, condiciona la respuesta observada. Los análisis ATR-FTIR y LDIR evidencian la degradación progresiva del colágeno y de los grupos funcionales asociados al curtido. Además, los ensayos de ecotoxicidad e índice de germinación no evidenciaron efectos adversos relevantes. En su conjunto, los resultados respaldan el uso combinado de ambas metodologías para valorar la biodegradabilidad y compostabilidad de cueros acabados exentos de cromo en el marco de modelos circulares sostenibles.

Palabras clave: Cuero eco-friendly, biodegradación, compostabilidad, LDIR, ecotoxicidad.

1. Introducción

El sector del cuero se encuentra en un proceso de transformación impulsado por la transición hacia modelos de producción más sostenibles y por la necesidad de mejorar la gestión de los residuos al final de su vida útil. En este contexto, los cueros acabados exentos de cromo representan una alternativa de interés, aunque su comportamiento ambiental no depende únicamente del sistema de curtición, sino también de los procesos de recurtición, engrase y acabado aplicados durante la fabricación (Wang y col., 2024).

La evaluación de la biodegradabilidad resulta esencial para apoyar la selección de formulaciones y valorar estrategias de gestión circular. Sin embargo, la información disponible sobre la relación entre los métodos de compostaje controlado y los ensayos específicos de biodegradación del cuero es limitada (Wang y col., 2024; Vico y col., 2024). La norma ISO 14855-1:2012 evalúa la mineralización aerobia en compostaje termófilo, mientras que la ISO 20136:2020 analiza la degradación en medio acuoso y en tiempos más reducidos. En este trabajo se compara

la biodegradación de 4 cueros comerciales acabados exentos de cromo mediante ambas normas, complementando el estudio con análisis ATR-FTIR, LDIR, estudio estadístico y ensayos biológicos de ecotoxicidad, con el fin de determinar si estos métodos proporcionan información coincidente, divergente o complementaria para la evaluación del comportamiento al final de la vida útil de los productos.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales

Se evaluaron 8 muestras de cuero acabado sin cromo de las que se seleccionaron 4 para este trabajo, representativas de diferentes sistemas de curtición y recurtición: curtición basada en aluminio (D), agentes fenólicos (CB), titanio (S) y zeolitas (E y B). Este conjunto permitió comparar el efecto de la química de curtición, recurtición/engrase y acabado sobre el comportamiento de biodegradación del cuero acabado.

2.2 Caracterización fisicoquímica y estructural

Las muestras se caracterizaron mediante la determinación de carbono total (CT), nitrógeno total (NT), relación C/N con el fin de calcular el CO_2 máximo teórico y disponer de información básica para interpretar los ensayos de biodegradación. Además, se emplearon ATR-FTIR e imagen química por LDIR para evaluar los cambios químicos superficiales asociados al proceso de degradación, prestando especial atención a las señales del colágeno y de los agentes de curtición.

2.3 Ensayos de biodegradación y compostaje

La biodegradación se estudió mediante dos métodos normalizados. El ensayo de compostaje controlado se realizó según ISO 14855-1:2012, a 58 °C y durante un máximo de 90 días, utilizando compost maduro como inóculo y celulosa como control positivo (Vico y col., 2024). La biodegradación en fase líquida se llevó a cabo conforme a ISO 20136:2020 durante aproximadamente 40 días, empleando un inóculo mixto procedente de aguas residuales municipales y de un tanque biológico de tenería y colágeno como control positivo. En ambos casos, la biodegradación (%) se calculó a partir del CO_2 acumulado neto, corregido con el blanco, respecto al CO_2 máximo teórico de cada muestra seca.

2.4 Análisis de datos y ecotoxicidad

La comparación entre ensayos se realizó a partir de la evolución de las curvas de biodegradación y de los valores finales obtenidos mediante ISO 14855-1:2012 e ISO 20136:2020, representados en un gráfico de dispersión para identificar convergencias y divergencias entre métodos. Finalmente, los ensayos biológicos se emplearon como verificación ambiental mediante el índice de germinación y el ensayo vegetal OECD 208 (Zucconi y col., 1981; OECD, 2006).

3. Resultados y Discusión

En el ensayo de compostaje controlado ISO 14855-1:2012 (**Figura 1**), todas las muestras presentaron una biodegradación relevante, generalmente superior al 70%. Los cueros curtidos con titanio y con agentes fenólicos alcanzaron los mayores valores finales, próximos o superiores al 90%, mientras que los sistemas basados en zeolitas/aluminosilicatos y aluminio mostraron cinéticas más lentas o perfiles diferenciados. Estas diferencias indican que la química de curtición, recurtición y acabado influye no solo en el grado final de biodegradación, sino también en la velocidad de mineralización.

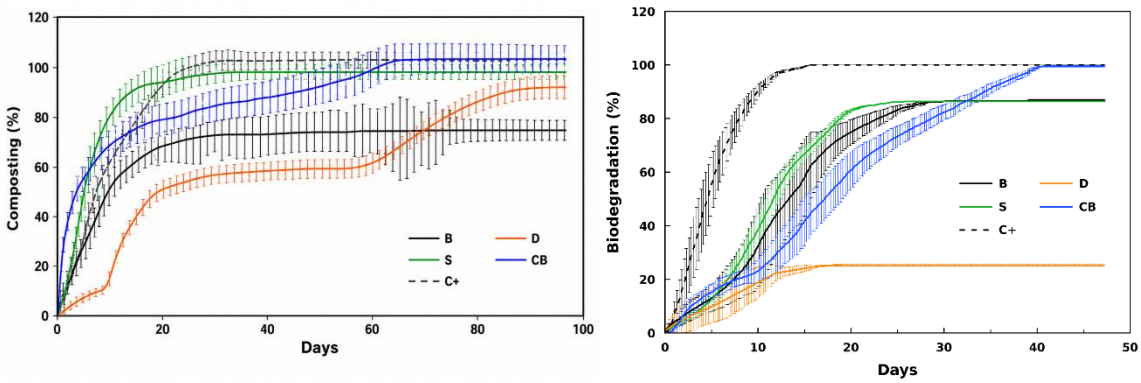


Figura 1. Curvas de compostaje ISO 14855-1:2012 (izq.) y biodegradación ISO 20136:2020 (drcha.).

En la biodegradación en fase líquida según ISO 20136:2020 (**Figura 1)**, la mayoría de las muestras alcanzó valores superiores al 82 % en un tiempo menor que en el compostaje, debido a la mayor accesibilidad generada por la desintegración mecánica, el medio acuoso y la agitación. Sin embargo, la muestra D presentó una biodegradación próxima al 25 %, pese a superar el 90 % en compostaje. Esta divergencia debe interpretarse como la respuesta conjunta de la arquitectura completa del cuero acabado, incluyendo la curtición basada en aluminio, la estabilización del colágeno, el acabado de copoliamida y otros componentes de formulación.

El seguimiento químico mediante ATR-FTIR y LDIR (**Figura 2**) permitió identificar indicios claros de biodegradación en la superficie del cuero (Vyskocilova y col., 2022; Chandran y Veerasingam, 2025). Los espectros ATR-FTIR de las muestras envejecidas mostraron una disminución de las bandas de estiramiento alifático (2920 y 2850 cm^{-1}), asociadas a engrases y componentes orgánicos del acabado, junto con la atenuación de la banda próxima a 1110 cm^{-1}, relacionada con enlaces C–O presentes en agentes de curtición y recurtición. El aplanamiento de las regiones amida I y II evidenció la desestructuración progresiva de la matriz colagénica. LDIR confirmó superficies más heterogéneas tras el envejecimiento y una menor contribución relativa de las señales asociadas a los agentes de curtición, especialmente en las muestras con mayor compostabilidad.

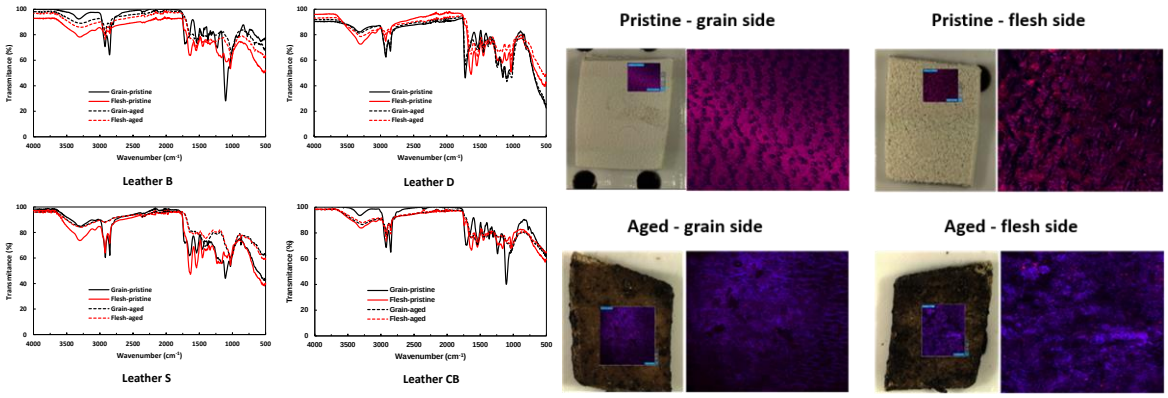


Figura 2. Espectros ATR-FTIR e imágenes LDIR de cuero antes y durante la compostabilidad.

La comparación directa de los valores finales se resume en la Figura 3, donde destaca la respuesta diferencial de la muestra D (Aluminio). Este comportamiento confirma que ambos ensayos no deben interpretarse como métodos equivalentes, sino como herramientas complementarias para valorar la degradabilidad del cuero acabado. La norma ISO 14855-1:2012 refleja la mineralización en una matriz sólida de compostaje, mientras que la ISO 20136:2020 es

más sensible a la accesibilidad efectiva del material en medio líquido. Finalmente, los ensayos de índice de germinación y crecimiento vegetal indicaron, en general, baja fitotoxicidad y ecotoxicidad de los productos de degradación obtenidos.

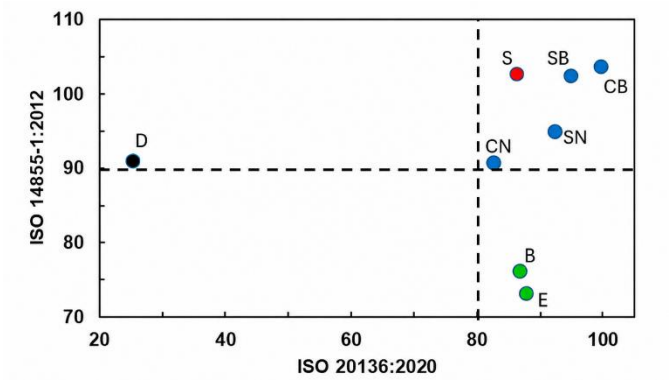


Figura 3. Gráfico de dispersión de la biodegradación final (%) de ambos métodos. (•) Curtido a base de aluminio; (•) Curtido a base de fenol; (•) Curtido a base de titanio; y (•) Curtido a base de zeolita.

4. Conclusiones

La evaluación combinada de ISO 14855-1:2012 y ISO 20136:2020 proporciona una visión más completa del comportamiento al final de su vida útil de cueros acabados exentos de cromo. Este resultado pone de manifiesto que la biodegradación del cuero acabado no depende de un único componente, sino de la arquitectura completa del material, incluyendo curtición, recurtición, engrase y acabado. Las técnicas ATR-FTIR y LDIR aportaron evidencias químicas del avance de la biodegradación durante el compostaje, especialmente en la matriz colagénica y en las regiones tratadas superficialmente. Los ensayos de fitotoxicidad y ecotoxicidad indicaron, en general, un bajo impacto de los productos de degradación obtenidos. En conjunto, la aplicación integrada de ambas normas, junto con técnicas analíticas y ensayos biológicos, constituye una herramienta útil para el cribado industrial, selección de formulaciones y evaluación ambiental de cueros acabados más sostenibles.

5. Bibliografía

Chandran P.J.I., Veerasingam S., 2025. Laser direct infrared spectroscopy: a cutting-edge approach to microplastic detection in environmental samples. *Talanta* 284, 127284.

OECD, 2006. *Test No. 208: terrestrial plant test: seedling emergence and seedling growth test*. OECD, Paris.

Vico A., Maestre-Lopez M.I., Aran-Ais F., Orgiles-Calpena E., Bertazzo M., Marhuenda-Egea F.C., 2024. Assessment of the biodegradability and compostability of finished leathers: analysis using spectroscopy and thermal methods. *Polymers* 16, 1908.

Vyskocilova G., Carsote C., Sevcik R., Badea E., 2022. Burial-induced deterioration in leather: a FTIR-ATR, DSC, TG/DTG, MHT and SEM study. *Herit. Sci*. 10, 7.

Wang Y., Zhang Y., Wang Z., 2024. Biodegradability of leather: a crucial indicator to evaluate sustainability of leather. *Collagen Leather* 6, 12.

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

6. Agradecimientos

Este estudio pertenece al proyecto "COMPOST-LEATHER-ABLE II", financiado IVACE y la Conselleria de Economía Sostenible, Sectores Productivos, Comercio y Trabajo de la Generalitat Valenciana.

EFECTO DEL ALMACENAMIENTO EN LA CALIDAD FISICOQUÍMICA, MICROBIOLÓGICA Y ANTIFÚNGICA DEL TÉ DE COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE CAFÉ

Lopez-Gomez A.[1], Rosales-Castro M.[1], Morales-Corts M.R.[2], Suárez-Fernández M.B.[2]

[1]CIIDIR Durango, Instituto Politécnico Nacional, México.

[2]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca, España.

Correo electrónico: mrciidirdgo@yahoo.com

Resumen: El té de compost (TC) es un insumo orgánico ampliamente utilizado en agricultura sostenible debido a su contenido de nutrientes y microorganismos benéficos. Sin embargo, existe escasa información sobre el efecto del almacenamiento en sus propiedades fisicoquímicas, microbiológicas y funcionales. El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios en la calidad de un TC elaborado a partir de residuos sólidos de café (RSC) y estiércol bovino, comparando un extracto recién preparado (T1) con otro almacenado durante un año (T2). Se analizaron parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica (CE) y contenido de nutrientes), microbiológicos (bacterias aerobias, actinomicetos y hongos) y la actividad antifúngica contra *Rhizoctonia solani* y *Fusarium oxysporum*. El almacenamiento provocó cambios en la CE y en la concentración de nutrientes solubles, y modificó las poblaciones microbianas. A pesar de ello, ambos extractos presentaron actividad antifúngica significativa. El TC completo (con carga microbiana) alcanzó inhibiciones del 91% para *R. solani* y del 71% (T1) y 92% (T2) para *F. oxysporum*. El TC filtrado mostró actividad variable. Estos resultados sugieren que el TC mantiene su funcionalidad biológica tras el almacenamiento y que la carga microbiana es el principal factor responsable de la actividad antifúngica.

Palabras clave: *Rhizoctonia solani; Fusarium oxysporum*; biocontrol; carga microbiana; economía circular.

1. Introducción

El té de compost (TC) se ha consolidado como un insumo orgánico versátil en sistemas agrícolas sostenibles, destacando por su contenido de nutrientes esenciales, ácidos húmicos y una comunidad microbiana diversa con capacidad bioestimulante y biocontroladora (Scheuerell y Mahaffee, 2002; Yin y col., 2025). Su elaboración a partir de residuos sólidos de café (RSC) y estiércol bovino constituye una estrategia de economía circular que permite valorizar subproductos agroindustriales con un elevado volumen de producción (Rangarajan *et al.*, 2019).

La efectividad del TC depende de su composición fisicoquímica y microbiológica, la cual puede verse afectada por las condiciones de almacenamiento (Vehniwal y Abbey, 2020). El almacenamiento puede modificar la densidad y diversidad de los microorganismos beneficiosos, así como la disponibilidad de nutrientes y la concentración de metabolitos secundarios con actividad antifúngica. A pesar de la creciente aplicación del TC en campo, existe escasa información sobre la estabilidad de sus propiedades funcionales durante el almacenamiento a largo plazo.

La capacidad supresora del TC sobre hongos fitopatógenos como *Rhizoctonia solani* y *Fusarium oxysporum* ha sido documentada en varios estudios (González-Hernández et al., 2021; Nofal y col., 2021), aunque la mayoría utilizan extractos frescos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el

efecto del almacenamiento de TC elaborado a partir de RSC sobre las propiedades fisicoquímicas, microbiológicas y la actividad antifúngica.

2. Material y Métodos

2.1 Preparación del compost y los extractos

El compost se elaboró a partir de una mezcla 75:25 (v/v, base seca) de RSC y estiércol bovino. El TC se preparó mediante extracción acuosa 1:5 (v/v), con agitación de 5 horas diarias durante 5 días y reposo de 10 días. Se compararon dos extractos: T1 (Té recién preparado) y T2 (Té almacenado durante 12 meses a temperatura ambiente en recipiente cerrado).

2.2 Análisis fisicoquímico y microbiológico

Se determinaron pH (Crison Micro pH 2000) y CE (Hanna HI 993310), junto con la concentración de nutrientes (NO_3^-, fósforo, potasio, Ca, Mg) mediante fotómetro HANNA HI 83225. Las poblaciones microbianas se cuantificaron en medios LB (bacterias aerobias), ISP-2 (actinomicetos) y PDA modificado (hongos), expresando los resultados en UFC mL^{-1}.

2.3 Evaluación de la actividad antifúngica

La actividad antifúngica se evaluó frente a *Rhizoctonia solani* y *Fusarium oxysporum* mediante el método de incorporación al medio, en proporción al 10% (v/v). PDA esterilizado (121 °C, 20 min), atemperado a 55 °C. Se evaluaron TC (T1, T2) así como estos mismos TC filtrados a 0,22 µm, para descartar el efecto de la carga microbiana. Los patógenos se inocularon en el centro de las placas Petri (3 por tratamiento). El crecimiento de las colonias se midió diariamente y el porcentaje de inhibición (% I) se calculó como: % I = [(Ac - At)/Ac] × 100, donde Ac es el área de la colonia control y At el área de la colonia con tratamiento.

3. Resultados y Discusión

3.1 Efecto del almacenamiento en las propiedades fisicoquímicas

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de T1 y T2 se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del TC recién preparado (T1) y almacenado 12 meses (T2).

PARÁMETRO	T1	T2
pH	8,9	8,1
CE (dS m^{-1})	3,68	3,28
NO_3^- (mg/L)	531	232
Fósforo (mg/L)	30342	22041
Potasio (mg/L)	840	1050
SO_4^{2-} (mg/L)	750	250
Ca^{2+} (mg/L)	10000	3000
Mg^{2+} (mg/L)	4250	1125

El almacenamiento durante 12 meses produjo una disminución del pH (de 8,9 a 8,1) y de la CE (de 3,68 a 3,28 dS m^{-1}), así como reducciones en las concentraciones de NO_3^-, fósforo, SO_4^{2-} y Ca^{2+}. El potasio fue el único nutriente que se incrementó ligeramente (840 a 1.050 mg/L). Estos cambios son consistentes con lo documentado por Vehniwal et al. (2020), quienes señalan que la

duración y temperatura de almacenamiento influyen significativamente en la estabilidad química del TC. La reducción del fósforo soluble puede atribuirse a procesos de precipitación o inmovilización microbiana durante el almacenamiento.

3.2 Efecto del almacenamiento en las poblaciones microbianas

Las poblaciones de microorganismos en T1 y T2 se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Poblaciones microbianas del TC recién preparado (T1) y almacenado un año (T2).

GRUPO MICROBIANO	T1 (UFC mL^{-1})	T2 (UFC mL^{-1})
Bacterias aerobias (LB)	$1,45 \times 10^7$	$1,05 \times 10^6$
Actinomicetos (ISP-2)	$1,12 \times 10^5$	$2,0 \times 10^4$
Hongos y levaduras (PDA)	80	460

Tras un año de almacenamiento, las poblaciones de bacterias aerobias y actinomicetos disminuyeron (Tabla 2), lo que refleja una pérdida de viabilidad microbiana bajo las condiciones de almacenamiento. No obstante, ambas poblaciones se mantuvieron en niveles superiores a los reportados como mínimos funcionales para TC con actividad supresora (Scheuerell y Mahaffee, 2002). En contraste, la población fúngica aumentó de 80 a 460 UFC mL^{-1} en T2, con aparición de colonias oscuras, probablemente introducidas durante el uso del extracto.

3.3 Actividad antifúngica

Los porcentajes de inhibición del crecimiento de *R. solani* y *F. oxysporum* para los distintos tratamientos se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Porcentaje de inhibición del crecimiento fúngico (%I) con TC al 10% (v/v), completo y filtrado.

PATÓGENO	T1 COMPLETO (%I)	T1 FILTRADO (%I)	T2 COMPLETO (%I)	T2 FILTRADO (%I)
R. solani	91	0	91	37
F. oxysporum	71	0	92	0

Ambos extractos completos (T1 y T2) mostraron una potente inhibición de *R. solani* (91%). La actividad antifúngica frente a *F. oxysporum* fue superior en T2 (92%) respecto a T1 (71%), diferencia que puede atribuirse a la mayor población fúngica en T2. Estos valores son similares a los reportados por Nofal et al. (2021), quienes obtuvieron inhibiciones de hasta 87% frente a *R. solani* y por González-Hernández et al. (2021), quienes observaron reducciones de hasta 38% frente a *R. Solani.*

La ausencia de inhibición con el TC filtrado en T1 y con T2 filtrado frente a F. *oxysporum* confirma que la actividad antifúngica del TC recién preparado depende fundamentalmente de su carga microbiana viva, mediante mecanismos de antibiosis y exclusión competitiva (Scheuerell y Mahaffee, 2002). Sin embargo, el TC2 filtrado exhibió una inhibición del 37% frente a *R. solani*, lo que sugiere que tras un año de almacenamiento se acumulan compuestos con actividad antifúngica,

posiblemente metabolitos secundarios difusibles o compuestos fenólicos derivados de los RSC (Rangarajan et al., 2019).

4. Conclusiones

El almacenamiento durante 12 meses del TC de RSC modificó sus propiedades fisicoquímicas, reduciendo la CE y la concentración de la mayoría de los nutrientes solubles, así como la densidad de bacterias aerobias y actinomicetos. No obstante, el TC almacenado mantuvo una carga microbiana funcional y preservó su actividad antifúngica frente a *R. solani* y *F. oxysporum*, con inhibiciones iguales o superiores al TC recién preparado. Estos resultados avalan la viabilidad del uso de TC almacenado como agente de biocontrol en agricultura sostenible.

5. Bibliografía

González-Hernández A.I., Pérez-Sánchez R., Morales-Corts M.R., 2021. Compost tea induces growth and resistance against Rhizoctonia solani and Phytophthora capsici in pepper. *Agronomy* 11, 781.

Nofal A.M., Abd El-Rahman M., Alharbi A., Abdelghany T.M., 2021. Ecofriendly method for suppressing damping-off disease caused by Rhizoctonia solani using compost tea. *BioResources* 16(3), 6378-6395.

Rangarajan T., Anne Tharian J., Thirunalasundari T., 2019. Spent coffee ground as a bioresource material. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 17, 245-251.

Scheuerell S.J., Mahaffee W.F., 2002. Compost tea: principles and prospects for plant disease control. *Compost Sci. Util*. 10(4), 313-338.

Vehniwal S.S., Ofoe R., Abbey L., 2020. Concentration, temperature and storage duration influence chemical stability of compost tea. *Sustain. Agric. Res*. 9(3), 87-97.

Yin J., Wang J., Zhao L., Yuan J., 2025. Compost tea: Preparation, utilization mechanisms, and agricultural applications potential – A comprehensive review. *Bioresour. Technol. Rep*. 29, 102061.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Instituto Politécnico Nacional (IPN-CIIDIR Durango) y realizado en el marco de una estancia de investigación en la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca, España.

CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE UN TÉ DE COMPOST DERIVADO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE CAFÉ

Lopez-Gomez A.[1], Rosales-Castro M.[1], Morales-Corts M.R.[2], Suárez-Fernández M.B.[2]

[1]CIIDIR Durango, Instituto Politécnico Nacional, México.

[2]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca, España.

Correo electrónico: mrciidirdgo@yahoo.com

Resumen: El té de compost (TC) representa una alternativa sostenible para mejorar la fertilidad del suelo y disminuir la dependencia de insumos sintéticos en sistemas agrícolas. El objetivo de este estudio fue caracterizar las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas de un TC elaborado a partir de residuos sólidos de café (RSC) y estiércol bovino, y evaluar su fitotoxicidad mediante bioensayos de germinación. El compost se obtuvo de una mezcla 75:25 (v/v, base seca) de RSC y estiércol bovino bajo condiciones controladas. El TC se preparó mediante extracción acuosa en proporción 1:5 (v/v), seguida de agitación y reposo. El TC presentó pH alcalino (8,9) y conductividad eléctrica elevada (3,68 dS m^{-1}), indicativas de alta concentración de sales solubles. El análisis de nutrientes confirmó la presencia de macro y micronutrientes esenciales. La caracterización microbiológica reveló poblaciones elevadas de bacterias aerobias ($1,45 \times 10^7$ UFC mL^{-1}) y actinomicetos ($1,12 \times 10^5$ UFC mL^{-1}), con poblaciones fúngicas considerablemente menores. La fitotoxicidad se evaluó mediante el índice de germinación (IG) con *Lepidium sativum*. El TC sin diluir mostró efectos fitotóxicos (IG = 53%); sin embargo, la dilución mejoró significativamente la respuesta germinativa, alcanzando un IG máximo de 138% a una dilución 1:30, lo que sugiere que concentraciones salinas elevadas limitan su aplicación directa. Estos resultados evidencian que el TC derivado de RSC constituye un insumo orgánico rico en nutrientes y con alta actividad microbiológica, cuyo uso en diluciones adecuadas puede contribuir a la agricultura sostenible y al aprovechamiento de residuos agroindustriales.

Palabras clave: *Lepidium sativum*; economía circular; fitotoxicidad; índice de germinación; microorganismos benéficos.

1. Introducción

El café es una de las bebidas más consumidas a nivel mundial, con una producción anual superior a 10,5 millones de toneladas de grano (ICO, 2021). Durante su procesamiento, únicamente el 20% del grano se solubiliza en agua, generando una gran cantidad de residuos sólidos de café (RSC) (López-Gómez, 2019). Estos residuos son ricos en azúcares, proteínas, lípidos, ligninas y compuestos fenólicos, además de contener nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, lo que los convierte en materiales de elevado potencial para su valorización agrícola (Rangarajan *y col.*, 2019).

El compostaje es un proceso de descomposición biológica aeróbica que permite transformar residuos orgánicos en un material estable y rico en nutrientes. A partir de compost maduro se puede obtener un extracto líquido denominado té de compost (TC), cuya aplicación en agricultura ha mostrado efectos positivos sobre la fertilidad del suelo, el crecimiento vegetal y el control biológico de fitopatógenos (González-Hernández y col., 2021; Al-Sayed y col., 2021). El TC contiene una diversa comunidad microbiana, incluyendo bacterias aerobias, actinomicetos y hongos, cuyos metabolitos secundarios y mecanismos de competencia contribuyen a la supresión de enfermedades en cultivos (Scheuerell y Mahaffee, 2002).

Sin embargo, la efectividad del TC depende de su composición fisicoquímica y microbiológica, la cual está determinada por las características del compost de origen, el método de preparación y las

condiciones de extracción (Zaccardelli y col., 2013; Vehniwal y col., 2020). A pesar del creciente interés en los TC derivados de subproductos agroindustriales, existe escasa información sobre su caracterización cuando se elaboran a partir de RSC. El objetivo del presente trabajo fue caracterizar las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del TC elaborado a partir de RSC y estiércol bovino, y evaluar su fitotoxicidad mediante el índice de germinación.

2. Material y Métodos

2.1 Preparación de la composta y el té de composta

La composta se elaboró a partir de una mezcla 75:25 (v/v, base seca) de RSC y estiércol bovino bajo condiciones controladas de temperatura y humedad. El TC se preparó mediante extracción acuosa en proporción 1:5 (v/v) compost:agua, sometido a agitación durante 5 horas diarias por 5 días, seguido de un período de reposo de 10 días. El extracto fue filtrado y almacenado para su posterior análisis.

2.2 Caracterización fisicoquímica

El pH se determinó con un potenciómetro Crison Micro pH 2000 y la conductividad eléctrica (CE) con un conductímetro Hanna Instruments HI 993310. El contenido de nutrientes (NO_3^-, fósforo, potasio, SO_4^{2-}, Ca y Mg) se analizó mediante fotómetro HANNA HI 83225. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

2.3 Caracterización microbiológica

Las poblaciones microbianas se determinaron por la técnica de diluciones seriadas y siembra en placa. Se emplearon tres medios de cultivo selectivos: Luria-Bertani (LB) para bacterias aerobias heterótrofas, International *Streptomyces* Project 2 (ISP-2) suplementado con ácido nalidíxico (25 mg/L), cicloheximida (50 mg/L) y kanamicina (12 mg/L) para actinomicetos, y Potato Dextrose Agar modificado (PDA) con Rosa Bengala (0,05 g/L) y cloranfenicol (100 mg/L) para hongos y levaduras. Los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonias por mililitro de extracto (UFC mL^{-1}).

2.4 Evaluación de fitotoxicidad

La fitotoxicidad del TC se evaluó mediante el índice de germinación (IG) utilizando semillas de berro (*Lepidium sativum*) como especie bioindicadora. Se sembraron 20 semillas en cajas Petri con papel filtro humedecido con 10 mL de diferentes diluciones del TC (sin dilución, 1:5, 1:10, 1:20 y 1:30 v/v). Las cajas se incubaron a 25 ± 2 °C durante 120 horas. Se cuantificó el número de semillas germinadas y la longitud de las radículas, calculándose el IG (%) según la fórmula propuesta por Zucconi *et al.* (1985): IG(%) = (Ge/Gc) × (Le/Lc) × 100, donde Ge y Gc son los porcentajes de germinación en el extracto y en el control, respectivamente, y Le y Lc son las longitudes medias de radícula en el extracto y en el control.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica

Los resultados del análisis fisicoquímico de la composta y del TC se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de la composta y del té de composta (TC).

Parámetro	Composta	TC
pH	8,06	8,9
CE (dS m^{-1})	3,64	3,68
NO_3^- (mg/L)	2215	531
Fósforo (mg/L)	2461	30342
Potasio (mg/L)	4500	840
SO_4^{2-} (mg/L)	2500	750
Ca (mg/L)	37250	10000
Mg (mg/L)	2500	4250

El TC presentó un pH ligeramente alcalino (8,9), valor coherente con el reportado por otros autores para TC elaborados a partir de composta madura (Zaccardelli y col., 2013; González-Hernández y col., 2021). La CE del TC (3,68 dS m^{-1}) superó el umbral de riesgo de fitotoxicidad directa (2 dS m^{-1}), lo que indica la presencia de sales solubles en concentraciones elevadas que podrían limitar su aplicación directa a los cultivos (Morales-Corts y col., 2017).

En cuanto al contenido de nutrientes, destaca la elevada concentración de fósforo (30.342 ppm) en el TC, significativamente superior a la observada en la composta de origen (2.461 ppm), lo que sugiere una alta solubilidad de este elemento durante el proceso de extracción acuosa. El potasio (potasio: 840 ppm) y el magnesio (Mg: 4.250 mg/L) también presentaron concentraciones que los posicionan como fuentes relevantes de macronutrientes. Estos resultados son consistentes con lo reportado para TC obtenidos a partir de diferentes materiales orgánicos (Nofal y col., 2021; Ros y col., 2020).

3.2 Caracterización microbiológica

Las poblaciones microbianas identificadas en el TC se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Poblaciones microbianas del té de composta (TC).

Grupo microbiano	Medio de cultivo	Dilución	UFC mL^{-1}
Bacterias aerobias	LB	2×10^{-4}	$1,45 \times 10^{7}$
Actinomicetos	ISP-2	10^{-2}	$1,12 \times 10^{5}$
Hongos y levaduras	PDA modificado	Solución madre	80

El TC presentó una alta densidad de bacterias aerobias ($1,45 \times 10^{7}$ UFC mL^{-1}), valor que se encuentra dentro del rango reportado en la literatura para TC de alta calidad microbiológica (Scheuerell y Mahaffee, 2002; González-Hernández *y col.*, 2021).

La población de actinomicetos ($1,12 \times 10^{5}$ UFC mL^{-1}) es relevante dada su reconocida capacidad de producir antibióticos y metabolitos secundarios con actividad antifúngica, además de su papel en la degradación de materia orgánica y la promoción del crecimiento vegetal (Ros y col., 2018). Las poblaciones fúngicas fueron considerablemente menores (80 UFC mL^{-1}).

3.3 Fitotoxicidad e índice de germinación

Los resultados del índice de germinación obtenidos para las distintas diluciones del TC se presentan en la Tabla 3. El TC sin diluir presentó un IG de 53%, valor inferior al umbral de fitotoxicidad generalmente aceptado (≥80%), lo que indica un efecto inhibidor sobre la germinación y el crecimiento radicular de *L. sativum*. Este efecto fitotóxico puede atribuirse principalmente a la

elevada CE (3,68 dS m^{-1}), que genera estrés osmótico en las semillas (Zucconi y col., 1985). Con la dilución, el IG aumentó progresivamente, superando el 80% a partir de la dilución 1:5 (IG = 111%), lo que confirma la eliminación del efecto fitotóxico y la presencia de compuestos estimulantes del crecimiento. La dilución 1:30 alcanzó el IG máximo (138%), valor que evidencia un efecto bioestimulante significativo, atribuible a la disponibilidad de nutrientes y a los metabolitos microbianos presentes en el TC.

Tabla 3. Índice de germinación (IG) de *Lepidium sativum* a diferentes diluciones del TC.

Dilución	pH	CE (dS m^{-1})	IG (%)
Sin diluir (1:1)	8,9	3,68	53
1:5	8,9	1,01	111
1:10	8,9	0,57	117
1:20	8,8	0,26	122
1:30	8,7	0,10	138

4. Conclusiones

El TC elaborado a partir de RSC y estiércol bovino presentó una composición fisicoquímica con pH alcalino y alta conductividad eléctrica, junto con contenidos destacados de fósforo, potasio y magnesio, lo que lo posiciona como un insumo orgánico nutricionalmente valioso. La alta densidad de bacterias aerobias y actinomicetos refleja una comunidad microbiana con potencial bioestimulante y biocontrolador. La fitotoxicidad observada en el extracto sin diluir es revertida con diluciones adecuadas, siendo la proporción 1:30 la que maximiza el índice de germinación. Estos resultados avalan el uso del TC de RSC como biofertilizante en sistemas agrícolas sostenibles, siempre que se aplique a diluciones que garanticen la ausencia de efectos adversos sobre los cultivos.

5. Bibliografía

González-Hernández A.I. et al. 2021. Compost tea induces growth and resistance against *Rhizoctonia solani* and *Phytophthora capsici* in pepper. *Agronomy* 11, 781.
ICO (International Coffee Organization), 2021. *Coffee Report and Outlook*. ICO, Londres.
López-Gómez A., 2019. *Valorización de residuos sólidos de café mediante compostaje y su aplicación en agricultura*. Tesis de licenciatura, IPN, México.
Morales-Corts M.R. et al. 2017. Efficiency of garden waste compost teas on tomato growth and its suppressiveness against soilborne pathogens. *Span. J. Agric. Res*. 15(3), e0903.
Nofal A.M. et al. 2021. Ecofriendly method for suppressing damping-off disease caused by *Rhizoctonia solani* using compost tea. *BioResources* 16(3), 6378-6395.
Rangarajan T. et al. 2019. Spent coffee ground as a bioresource material. *Biocatal. Agric. Biotechnol*. 17, 245-251.
Ros M. et al. 2020.In vitro elucidation of suppression effects of composts to soil-borne pathogen *Phytophthora nicotianae* on pepper plants. *Renew. Agric. Food Syst*. 35(2), 206-214.
Scheuerell et al. 2002. Compost tea: principles and prospects for plant disease control. *Compost Sci. Util.* 10(4), 313-338.
Vehniwal S.S. et al. 2020. Concentration, temperature and storage duration influence chemical stability of compost tea. *Sustain. Agric. Res*. 9(3), 87-97.
Zaccardelli M. et al. 2013. Compost tea: biological and nutritional characteristics. *Compost Sci. Util*. 21(4), 214-221.
Zucconi F. et al. 1985. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22(2), 54-57.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Instituto Politécnico Nacional (IPN-CIIDIR Durango) y realizado en el marco de una estancia de investigación en la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad de Salamanca, España.

EVALUACIÓN DE LA ADICIÓN DE BIOPLÁSTICOS DE TPS Y PBAT EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE FORSU Y PODA A ESCALA DE LABORATORIO.

Alejandro Alejos-Campo[1], Giovanni Gadaleta[2], Oscar Andreu[1], Luis Roca-Perez[1]

[1] Universitat de València, Facultat de Farmàcia, Departament de Biologia Vegetal, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), España.
[2] Biodegradability & Compostability Laboratory, AIMPLAS – Plastics Technology Centre, C. Gustave Eiffel 4, 46980 Paterna (Valencia), España.

Resumen: El uso creciente de bolsas compostables en la recogida de la fracción orgánica de residuos urbanos plantea interrogantes sobre su biodegradación real en plantas de tratamiento y su influencia en la calidad del compost. En este trabajo se evaluó la biodegradación de dos bioplásticos TPS/PBAT mediante un ensayo UNE-EN ISO 14855-1 y un compostaje a escala de laboratorio en reactores Dewar con una mezcla FORSU:poda 3:1 (p/p), con y sin adición de bioplástico (2,5–3 % s.m.s.). En ISO 14855-1 (90 días, 58 °C, compost estabilizado como inoculo) los plásticos alcanzaron 55–73 % de biodegradación absoluta, mientras que la celulosa superó el 85 %, cumpliéndose los criterios de validez normativa. En los Dewar, control y tratamiento con bioplástico desarrollaron fases termófilas prolongadas y perfiles de temperatura típicos de compostaje activo, sin efectos inhibitorios atribuibles al bioplástico. Aplicando un marco basado en ISO 14855-1 al compostaje se estimó una biodegradación operativa D_{60} del 65,9 % para la mezcla de bioplásticos, concordante con la pérdida de área proyectada del 61–68 % observada mediante análisis de imagen. La presencia de bioplástico no impidió alcanzar compost finales estables, con índices de germinación >80 %, AT_4 <10 mg O_2 g^{-1} SV y contenidos de metales pesados compatibles con la clase A, aunque el compost con bioplástico mostró una humificación algo menos avanzada.

Palabras clave: bioplástico, compostaje, calidad del compost, ISO 14855-1.

1. Introducción

La contaminación por plásticos se ha convertido en uno de los problemas ambientales más relevantes del siglo XXI, tanto en ecosistemas acuáticos como en suelos agrícolas, donde la acumulación de polímeros y aditivos puede afectar a la fertilidad y a la biota edáfica (Zhang y col., 2023). En respuesta, la Unión Europea y España han impulsado un marco normativo que fomenta la economía circular de los plásticos, limitando las bolsas convencionales de un solo uso y promoviendo materiales biodegradables y compostables certificados. En España, el Real Decreto 293/2018, la Ley 7/2022 y el Real Decreto 1055/2022 establecen restricciones progresivas al consumo de bolsas ligeras, fiscalidad sobre envases no reutilizables y requisitos de compostabilidad (EN 13432, OK Compost), favoreciendo la implantación de bolsas compostables en la recogida de la FORS.

Las mezclas de almidón termoplástico (TPS) y poli(adipato de butileno-co-tereftalato) (PBAT) constituyen uno de los segmentos más dinámicos del mercado de bioplásticos compostables, especialmente en aplicaciones de bolsa para residuos orgánicos. Sin embargo, diversos estudios han evidenciado discrepancias entre la biodegradación observada en ensayos normalizados (p. ej. ISO 14855-1) y el comportamiento en plantas de compostaje reales, donde las condiciones de

operación (tiempos de residencia, temperaturas, humedad, aireación) pueden diferir significativamente de las especificadas en las normas, además de influir en el proceso de compostaje (Gadaleta y col., 2025; Hussain y col., 2023; Polman y col., 2021) y las características del compost final (Ali y col., 2023; Kale y col., 2007; Lu y col., 2023). Por tanto, Por tanto, es necesario evaluar en condiciones de compostaje la degradación completa de las bolsas certificadas, su influencia en la evolución del proceso y la calidad del producto final.

En este contexto, el objetivo de este estudio fue combinar un ensayo estándar ISO 14855-1 con un compostaje controlado en reactores Dewar para (i) caracterizar la biodegradación aerobia de dos bioplásticos según ISO 14855-1, (ii) evaluar, según una adaptación de esta norma, la biodegradación de estos plásticos durante el proceso de compostaje (iii) comparar la calidad y madurez del compost final entre ambos tratamientos.

2. Material y Métodos

La biodegradación aerobia de dos bolsas comerciales compostables (productos A y B, mezcla TPS/PBAT) se evaluó mediante el ensayo UNE-EN ISO 14855-1 (UNE-EN, 2013) en reactores de 2 L con compost estabilizado y arena de mar, mantenidos a 58 °C durante 90 días bajo aireación continua y libre de CO_2, utilizando troquelado (20 × 20 mm) y polvo micronizado de bioplástico, con celulosa microcristalina como referencia; el porcentaje de biodegradación se calculó a partir del CO_2 acumulado corregido por el blanco y del CO_2 teórico del carbono orgánico del material. Paralelamente, se llevó a cabo un compostaje a escala de laboratorio en reactores Dewar Isotherm de 8 L con aireación, empleando una mezcla FORSU doméstica:poda 3:1, en dos tratamientos: control (sin bioplástico) y BioP (misma mezcla con un 2–2,5 % de bioplástico en peso seco); cada reactor se equipó con sonda de temperatura, aireación intermitente y tapa aislante con entradas/salidas de gas, registrándose la temperatura y emisiones de CO_2 de forma continua durante 9 semanas. A partir de los datos de CO_2, aplicando el marco de la ISO 14855-1 al proceso de compostaje, entendiéndose este como una modificación de la norma y no un uso de la misma *per se*, se estimó la biodegradación operativa D_{60}. Durante el compostaje se recuperaron, en cada volteo, fragmentos representativos de los bioplásticos A y B en los reactores BioP, que se lavaron, secaron y fotografiaron para cuantificar su desintegración en los días 0, 10, 20 y 60 mediante análisis de imagen con ImageJ (Chen y col., 2021), expresando la pérdida de área proyectada en porcentaje respecto al día 0. Se tomaron muestras de la mezcla inicial y del compost final (día 60) en ambos tratamientos para determinar humedad, materia orgánica total, carbono oxidable, pH, conductividad eléctrica, relación C/N, respiración, índice de autocalentamiento, humificación, capacidad de intercambio catiónico, composición elemental y fitotoxicidad, siguiendo normas UNE y protocolos de referencia para compost y enmiendas orgánicas.

3. Resultados y discusión

El ensayo UNE-EN ISO 14855-1 cumplió los criterios de validez y mostró una elevada biodegradabilidad aerobia de las bolsas TPS/PBAT, con biodegradaciones absolutas de 60,43–73,07 % para el producto A y 54,88–56,53 % para el producto B a los 90 días, mientras que la celulosa alcanzó el 85,27 %; las formas en polvo fueron algo más biodegradables que los recortes. (Figura 1a). La mayor biodegradación observada en las formas en polvo refleja el efecto de la mayor superficie disponible para la actividad microbiana, aunque las diferencias finales entre aportar el material troquelado y pulverizado fueron moderadas. En todo caso, ambos materiales presentaron una biodegradabilidad elevada y consistente con la literatura sobre mezclas TPS/PBAT ensayadas en condiciones similares.

En el compostaje en reactores Dewar, ambos tratamientos desarrollaron una fase termófila prolongada (Figura 1b) seguida de enfriamiento progresivo; las emisiones acumuladas de CO_2 durante las 9 semanas fueron más altas en BioP. El balance de CO_2 permitió estimar, aplicando una modificación de la ISO 14855-1, una biodegradación D_{60} del 65,9 % para la mezcla de bioplásticos (Figura 1c). Por su parte, el análisis de imagen confirmó una desintegración física avanzada pero no completa, con pérdidas de área del 60,9–67,5 % al día 60 (Figura 1d), con buena concordancia entre ambas métricas y evidenciando que aproximadamente un tercio del potencial de mineralización no se completa en los tiempos de residencia habituales de compostaje, pese a que los materiales cumplen los requisitos normativos de compatibilidad.

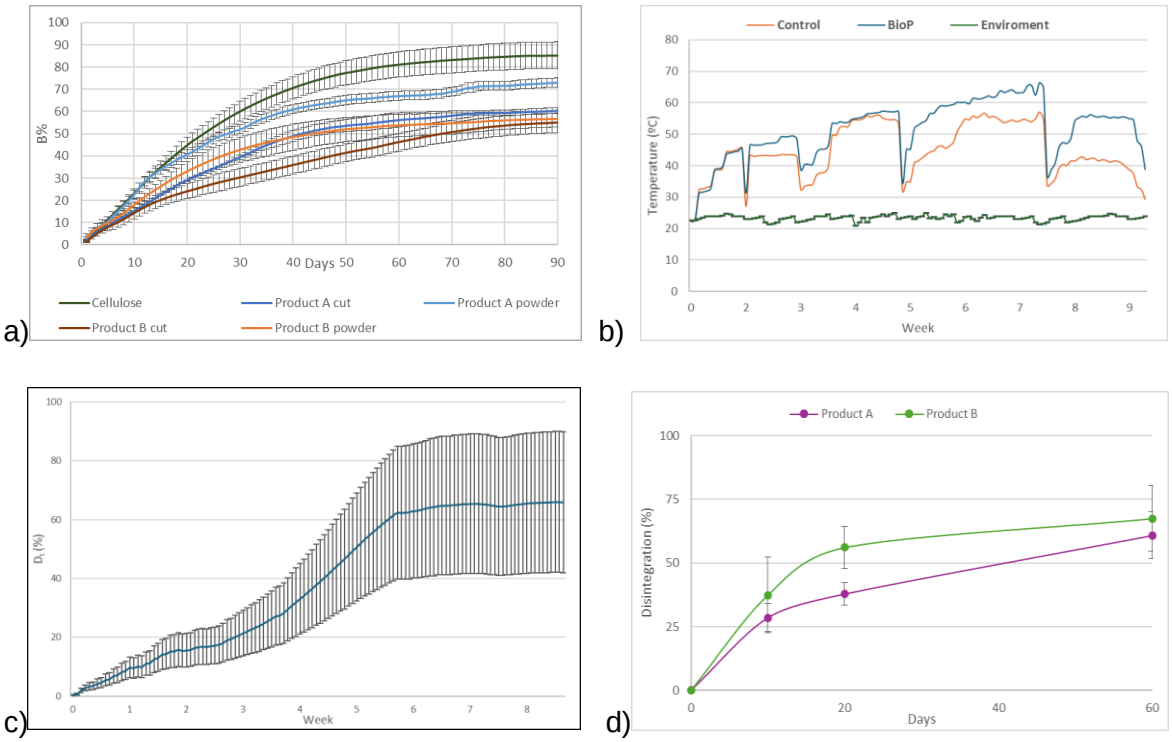


Figura1 1: (a) Biodegradación de los diferentes productos (A y B), así como los items de referencia en la ISO14855-1. (b) Temperaturas alcanzadas en los Dewars durante el experimento de compostaje.(c) Biodegradación estimada durante el proceso de compostaje de acuerdo a la modificación de la ISO14855-1. (d) Degadación de los bioplásticos durante el compostaje de acuerdo con en análisis de ImageJ.

En cuanto a la calidad final, en ambos tratamientos disminuyó el contenido en materia orgánica, carbono oxidable y relación C/N hasta rangos propios de compost maduro, con pH ligeramente alcalino y conductividad <2 dS m^{-1}. Los indicadores de madurez (índice de germinación de Zucconi >80 %, clasificación Rottegrad II y valores de AT_4 <10 mg O_2 g^{-1} SV) confirmaron que tanto el compost control como el BioP eran suficientemente estables, si bien el tratamiento con bioplástico presentó una respiración residual algo mayor y un índice de Fukushima más bajo, sugiriendo una humificación ligeramente menos avanzada. La capacidad de intercambio catiónico se mantuvo elevada en ambos casos (>60 cmol(c) kg^{-1}), la composición elemental mostró niveles adecuados de nutrientes y los contenidos de metales pesados fueron compatibles con un compost de clase A.

4. Conclusiones

La aplicación de la UNE-EN ISO 14855-1 confirmó que las dos bolsas TPS/PBAT presentan una elevada biodegradabilidad aerobia, con valores de 55–73 % a los 90 días, siendo un ensayo válido según los criterios de la norma. En cuanto al compostaje, la incorporación de estas bolsas al 2,5–3 % de la materia seca en una mezcla FORSU-poda 3:1 (p/p) no afectó negativamente al proceso de compostaje ni a las características del compost final frente al control. Además, el balance de CO_2 en los Dewar indicó una biodegradación operativa D_{60} del 65,9 %, coherente con una desintegración del 61–68 % medida por análisis de imagen, lo que respalda el uso de la pérdida de área como indicador práctico de degradación, pero también evidencia que la mineralización completa de los bioplásticos no se logra en los tiempos habituales de compostaje, apuntando a la necesidad de optimizar fases de maduración o postratamiento para maximizar la degradación.

5. Bibliografía

Ali S., Isha, & Chang Y.C.. 2023. Ecotoxicological Impact of Bioplastics Biodegradation: A Comprehensive Review. *Processes 11, 3445*.

Chen, S., Li, Y., Mawhorter, C., & Legoski, S. 2021. Quantification of microplastics by count, size and morphology in beverage containers using Nile Red and ImageJ. *Journal of Water and Health* 19, 79–88(1).

Gadaleta, G., Andrade-Chapal, J. C., López-Ibáñez, S., Mozo-Toledo, M., & Navarro-Calderón, Á. 2025. Biodegradability of Bioplastics in Managed and Unmanaged Environments: A Comprehensive Review. *Materials* 18, 18(10).

Hussain, A. A., Lin, C., Nguyen, M. K., Ahsan, W. A., Hussain, A., Lin, C., Nguyen, M. K., & Program, P. D. 2023. Biodegradation of Different Types of Bioplastics through Composting—A Recent Trend in Green Recycling. *Catalysts* 13, 294(2).

Kale, G., Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S. E., & Singh, S. P. 2007. Compostability of bioplastic packaging materials: An overview. *Macromolecular Bioscience* 7, 255–277(3).

Lu, J., Qiu, Y., Muhmood, A., Zhang, L., Wang, P., & Ren, L. 2023. Appraising co-composting efficiency of biodegradable plastic bags and food wastes: Assessment microplastics morphology, greenhouse gas emissions, and changes in microbial community. *Science of the Total Environment* 875, 162356.

Polman, E. M. N., Gruter, G. J. M., Parsons, J. R., & Tietema, A. 2021. Comparison of the aerobic biodegradation of biopolymers and the corresponding bioplastics: A review. *Science of the Total Environment* 753, 141953.

Organización Española de Normalización (2013). Determinación de la biodegradabilidad aeróbica final de materiales plásticos en condiciones de compostaje controladas. Método según el análisis de dióxido de carbono generado. Parte 1: Método general *(UNE-EN ISO 14855-1:2013)*

Zhang, Y., Wu, P., Xu, R., Wang, X., Lei, L., Schartup, A. T., Peng, Y., Pang, Q., Wang, X., Mai, L., Wang, R., Liu, H., Wang, X., Luijendijk, A., Chassignet, E., Xu, X., Shen, H., Zheng, S., & Zeng, E. Y. 2023. Plastic waste discharge to the global ocean constrained by seawater observations. *Nature Communications* 14, 1372(1).

6. Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el proyecto MICROFAGO, “Aceleración de la biodegradación de bioplásticos mediante la modulación de la población microbiana por el uso de fagos” (INNEST/2024/613), financiado por la Agencia Valenciana de la Innovación (AVI, Generalitat Valenciana). Los autores agradecen asimismo el apoyo técnico de AIMPLAS en la realización de los ensayos ISO.

SESIÓN 3

GESTIÓN DE OLORES, EMISIONES Y CONTAMINANTES EMERGENTES

EFECTO DEL BIOCARBÓN EN LAS EMISIONES GASEOSAS DEL COMPOSTAJE A ESCALA INDUSTRIAL: COMPARACIÓN ENTRE FORM DE RECOGIDA SELECTIVA Y DIGESTATO DE FORM

Elena Olivera-Begué [1], Daniel González [1] y Antoni Sánchez [1]

[1]Grupo de investigación en bioConversión de residuos Orgánicos y nuevos Materiales (GICOM); Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental; Universitat Autònoma de Barcelona.

Correo electrónico: elena.olivera@uab.cat

Resumen: El biocarbón ha despertado un interés creciente como coenmienda en el compostaje de residuos orgánicos por su potencial para mejorar el desarrollo del proceso y la calidad del compost final. En este trabajo se compara el compostaje a escala industrial de la fracción orgánica de residuos municipales y de su digestato. En el digestato, la adición de biocarbón aumenta significativamente la temperatura del proceso y permite la higienización del material, pero incrementa las emisiones de gases como amoníaco, metano y compuestos volátiles. En cambio, en la fracción orgánica de residuos municipales, el biocarbón reduce las emisiones de gases de efecto invernadero, olores y las pérdidas de nitrógeno en forma gaseosa, sin afectar a la calidad del compost. En conjunto, estos resultados indican que el biocarbón puede actuar tanto como facilitador del proceso en materiales poco biodegradables como agente de mitigación ambiental en residuos altamente lábiles, destacando así la necesidad de adaptar su aplicación a las características del sustrato.

Palabras clave: Gases efecto invernadero, metano, óxido nitroso, amoníaco, emisiones odoríferas.

1. Introducción

La generación de la fracción orgánica del residuo municipal (FORM) está en auge debido a las normativas europeas que promocionan su correcta separación. Esto conlleva la optimización de los procesos biológicos que permiten la valorización material o energética de este residuo. Mientras el compostaje ha liderado este campo de tratamiento, la digestión anaerobia está recibiendo más atención durante la última década debido a la producción de biogás, lo que permite una valorización energética. Durante la digestión anaerobia también se produce el digestato, un sólido con menos materia orgánica que la FORM original, y cuya aplicación como enmienda tiene asociados retos agronómicos y legislativos. En muchas plantas industriales, se plantea el compostaje de digestato como una manera de estabilizar el material y mejorar sus prestaciones como enmienda orgánica.

La aplicación del biocarbón en el proceso de compostaje está recibiendo un creciente interés por su potencial para mejorar el desarrollo del proceso y la calidad del compost final. Entre los efectos positivos destacan el aumento de la porosidad y la reducción de la compactación, lo que favorece la difusión de oxígeno en la matriz orgánica. Además, el biocarbón mejora el equilibrio hídrico y estimula la actividad microbiana al actuar como soporte estructural para las comunidades responsables de la degradación de la materia orgánica. Un beneficio emergente ampliamente descrito en la literatura científica es la capacidad del biocarbón para mitigar emisiones gaseosas, en particular gases de efecto invernadero (GEI) como el metano y el óxido nitroso, así como otros

compuestos indeseables como amoníaco, compuestos orgánicos volátiles y olores, los cuales condicionan tanto el impacto ambiental como la aceptabilidad social de las instalaciones de compostaje. Pese a los resultados prometedores, la falta de estudios a escala real constituye una brecha crítica, ya que los resultados obtenidos en sistemas de laboratorio no siempre reproducen condiciones operativas realistas, limitando el desarrollo de interpretaciones mecanísticas robustas (Olivera-Begué y col., 2026a).

En este trabajo se presentan resultados experimentales a escala industrial referentes a las emisiones de GEI generadas en procesos de compostaje de FORM procedente de recogida selectiva y su correspondiente digestato añadiendo biocarbón.

2. Material y Métodos

Se realizaron dos experimentos a escala industrial con FORM y digestato de la misma. En ambos casos se llevó a cabo un experimento control y otro con 10% biocarbón (relación en peso seco). El biocarbón procedía de madera residual y se obtuvo mediante una pirólisis industrial a 700 ºC.

2.1 Compostaje

2.1.1. Digestato de FORM

El proceso de compostaje de digestato se llevó a cabo sobre una mezcla de 55 toneladas de digestato húmedo y agente estructurante (proveniente de madera residual sin tratar en relación 3:1 v/v), durante 10 días en túneles con aireación forzada. La temperatura se midió en 3 puntos equidistantes del túnel que controlaba el caudal y la recirculación del aire mediante un sistema SCADA. Debido a la recirculación parcial de la corriente gaseosa, se muestrearon los gases en las tuberías de entrada y salida del túnel.

2.1.2. FORM

El proceso de compostaje de la FORM se llevó a cabo sobre una mezcla de 43 toneladas de FORM húmeda y agente estructurante (proveniente de la recogida selectiva en relación 1:1 v/v) durante 80 días en pilas abiertas con aireación forzada. La temperatura estaba controlada por un sistema SCADA que regulaba la frecuencia de aireación. Mediante campanas de flujo dinámicas de acero inoxidable se muestreaban 6 ubicaciones de ambas pilas de compostaje (control y biocarbón), obteniendo 6 valores independientes para la mayoría de los gases.

2.2 Caracterización de las emisiones gaseosas

El metano y el óxido nitroso se almacenaron en bolsas Tedlar y se analizaron en duplicado mediante cromatografía de gases. El amoníaco, los compuestos orgánicos volátiles y el gas sulfhídrico se almacenaron en bolsas Nalophan y se analizaron mediante un sensor electroquímico. La concentración de olor se analizó a partir de las mismas bolsas mediante olfatometría dinámica de campo. El protocolo detallado se puede encontrar en los respectivos artículos de FORM (Olivera-Begué y col., 2025) y de su digestato (Olivera-Begué y col., 2026b).

3. Resultados y Discusión

3.1 Compostaje del digestato de FORM

Los resultados muestran que la adición de biocarbón permitió aumentar significativamente la temperatura del proceso, alcanzando temperaturas cercanas a 70 °C sostenidas durante varios días, lo que permitió cumplir los requisitos de higienización, a diferencia del control, donde la temperatura decayó rápidamente debido a la baja biodegradabilidad del material. Sin embargo, este aumento térmico, junto con una mayor aireación inducida por el sistema de control, provocó un incremento notable en las emisiones gaseosas: 86% en amoníaco, 40% en metano y 273% en compuestos orgánicos volátiles. Las emisiones de óxido nitroso no cambiaron significativamente. Debido al incremento de las emisiones de metano, las emisiones de dióxido de carbono equivalente aumentaron de 9,6 a 13,1 kg $CO_{2,eq}$ Mg^{-1} digestato. Este incremento tiene una importancia relativa teniendo en cuenta que el dióxido de carbono almacenado por la aplicación del biocarbón es de 363 kg $CO_{2,eq}$ Mg^{-1} digestato (Olivera-Begué y col., 2026b).

Estos resultados indican que, en sustratos de baja biodegradabilidad, el biocarbón actúa principalmente como un agente de retención de calor que favorece la actividad microbiana y la estabilidad del proceso, pero puede conllevar impactos ambientales negativos si no se optimizan las condiciones operativas. A pesar de ello, el compost final mostraba una calidad aceptable para su aplicación como enmienda orgánica, destacando el potencial del biocarbón para hacer viable el tratamiento de residuos difíciles de biodegradar a escala industrial.

3.2 Compostaje de FORM

Los resultados evidencian que la adición de biocarbón favoreció una fase termófila más sostenida sin alterar significativamente el perfil global de temperatura del proceso, lo que produjo una reducción significativa de las emisiones de metano y óxido nitroso en un 71% y 33%, respectivamente. Esta reducción queda reflejada en las emisiones de dióxido de carbono equivalentes, que también contabiliza la reducción del 13,1 a 6,7 kg $CO_{2,eq}$ Mg^{-1} FORM asociada a la aplicación de biocarbón como tecnología de almacenamiento de carbono (Figura 1). Además, también se observó una reducción del 39% en amoníaco y del 23% en compuestos orgánicos volátiles, lo que derivó en una reducción del 42% de las emisiones de olores durante el compostaje de la fracción orgánica de residuos municipales. No se observaron cambios relevantes en la calidad agronómica del compost final. En este caso, el biocarbón parece actuar principalmente como material adsorbente y modulador de la actividad microbiana, reduciendo pérdidas de nitrógeno y emisiones indeseadas, lo que mejora la sostenibilidad ambiental del compostaje sin comprometer su eficiencia. Estos resultados refuerzan el papel del biocarbón como estrategia eficaz de mitigación de emisiones en sistemas de compostaje de residuos fácilmente biodegradables a escala industrial (Olivera-Begué y col., 2025).

3.3 Comparativa entre sustratos

Con respecto a las emisiones de dióxido de carbono equivalentes que se muestran en la Figura 1, se observa una ligera disminución de las emisiones acumuladas en el compostaje de digestato sin adición de biocarbón respecto al de FORM (9,6 kg $CO_{2,eq}$ Mg^{-1} digestato respecto 13,1 kg $CO_{2,eq}$ Mg^{-1} FORM).

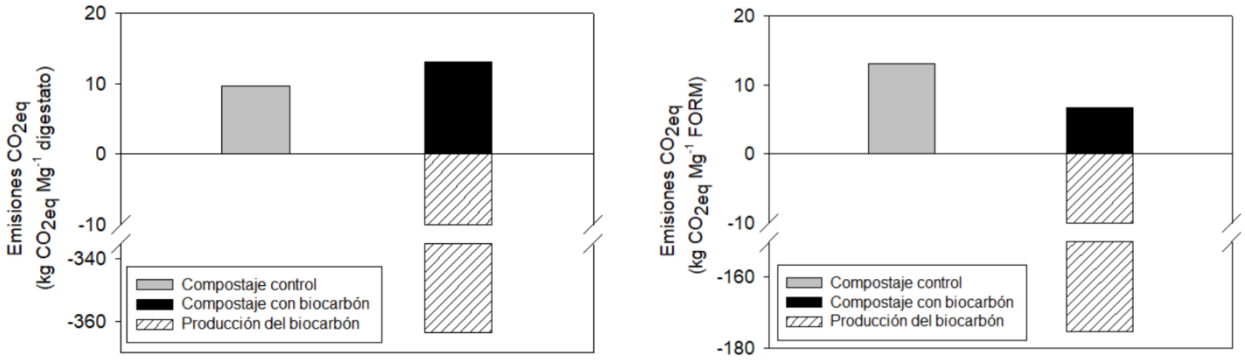


Figura 1. Emisiones equivalentes de dióxido de carbono para el compostaje de digestato de FORM (izquierda, adaptada de Olivera-Begué y col., 2026b) y de FORM (derecha, adaptada de Olivera-Begué y col., 2025).

La diferencia más notable entre el compostaje de ambos sustratos con biocarbón está en su efecto en la temperatura. La presencia de este aditivo permite mantener las altas temperaturas requeridas para la correcta higienización del compost. Consecuentemente, las emisiones gaseosas del compostaje de digestato aumentan significativamente. En el caso de la FORM, un residuo de biodegradabilidad típica de los residuos compostables, el efecto del biocarbón en la reducción de emisiones es evidente.

4. Conclusiones

El comportamiento del biocarbón como aditivo en procesos de compostaje no puede ser generalizado, dado que depende en gran medida de la biodegradabilidad del sustrato y de las condiciones operativas del proceso. Las diferencias observadas a escala industrial ponen de manifiesto la necesidad de profundizar en los mecanismos que gobiernan la interacción del biocarbón con la matriz orgánica y la actividad microbiana, con el objetivo de optimizar su aplicación en contextos reales.

5. Bibliografía

Olivera-Begué E., González D., Kaal J., Camps-Arbestain M., Sánchez A., 2025. Commercial-scale co-composting of wood-derived biochar with source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology* 431, 132595.

Olivera-Begué E., González D., Sánchez A., 2026a. A Critical Review of the Role of Biochar in Mitigating Atmospheric Emissions During the Composting of Organic Waste. *Processes 14*, 71.

Olivera-Begué E., González D., Kaal J., Camps-Arbestain M., Sánchez A., 2026b. Full-scale co-composting of low-biodegradable digestate from the source-selected organic fraction of municipal solid waste with wood-derived biochar: Insights on process performance, gaseous emissions, and engineering implications. *Results in Engineering* 29, 109494.

6. Agradecimientos

Los autores quieren agradecer la colaboración del Consorci per a la Gestió dels Residus del Vallès Oriental y del Consorci del Bages per a la Gestió de Residus. Este trabajo ha sido financiado por la Generalitat de Catalunya mediante la concesión de una ayuda predoctoral a Elena Olivera-Begué (2025 FISDU 00184).

BIOPROSPECCIÓN DE MICROORGANISMOS DEL COMPOST DE RESTOS VEGETALES CON POTENCIAL PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE PFAS

María Pilar Ruiz-Martos[1], María J. Estrella-González[1], Ana J. Toribio[1], Martín Segado-Pérez[1], Jesús Salinas[1], Macarena M. Jurado[1], Juan A. López-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España.

Correo electrónico: pilarruiz20@gmail.com

Resumen: Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) son compuestos sintéticos ampliamente utilizados en aplicaciones industriales y productos de consumo cotidiano que, debido a su liberación continuada, generan una creciente preocupación ambiental por su persistencia, toxicidad y potencial de bioacumulación. La elevada estabilidad de los enlaces carbono-flúor les confiere una gran resistencia frente a los procesos convencionales de degradación, lo que ha impulsado la búsqueda de alternativas sostenibles, como la biorremediación microbiana. En este contexto, las pilas de compostaje de residuos hortícolas constituyen nichos microbianos ricos en sistemas enzimáticos capaces de transformar compuestos orgánicos recalcitrantes. Con el objetivo de identificar microorganismos de interés para su posible aplicación en la biorremediación de PFAS, en este estudio se aislaron y caracterizaron taxonómicamente hongos y bacterias procedentes de diferentes pilas de compostaje con actividades relacionadas con la degradación de la lignina. Mediante ensayos cualitativos realizados sobre 47 aislados fúngicos y 27 bacterianos, se evaluaron la degradación del colorante Remazol Brilliant Blue R (RBBR) y las actividades lacasa y polifenoloxidasa. La colección fúngica estuvo representada principalmente por el género *Aspergillus* (38,30 %), entre cuyas especies destacó *Aspergillus quadrilineatus*. Por su parte, la colección bacteriana estuvo dominada por el género *Bacillus* (37,04 %), siendo *Bacillus subtilis* la especie más abundante. En conclusión, el compost de residuos hortícolas demostró constituir una valiosa fuente de hongos y bacterias con potencial ligninolítico. Aunque en este trabajo no se evaluó directamente la degradación de PFAS, las características enzimáticas de los aislados seleccionados permiten considerarlos candidatos prometedores para posteriores estudios dirigidos a la transformación biológica de estos contaminantes altamente persistentes.

Palabras clave: biodegradación, contaminantes emergentes, compuestos fluorados, enzimas ligninolíticas

1. Introducción

Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) representan uno de los principales desafíos asociados a los contaminantes emergentes debido a su elevada persistencia y a su distribución global en el medio ambiente. Su liberación continuada ha favorecido su presencia y bioacumulación en diferentes niveles de las cadenas tróficas, con posibles efectos negativos sobre la biodiversidad, la seguridad alimentaria y la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. La exposición prolongada a estos xenobióticos se ha relacionado con diversos efectos adversos para la salud, entre los que destacan alteraciones endocrinas, inmunotoxicidad y un mayor riesgo de determinados tipos de cáncer (Sunderland y col., 2019). La elevada persistencia de estos compuestos se debe, principalmente, a la gran estabilidad del enlace carbono-flúor. Además, numerosas tecnologías fisicoquímicas convencionales, especialmente aquellas basadas en

procesos de adsorción, no destruyen los PFAS, sino que los transfieren desde la matriz contaminada hasta un material adsorbente que requiere un tratamiento posterior. Frente a estas limitaciones, la biorremediación se plantea como una alternativa potencialmente sostenible, orientada a promover la transformación, degradación o mineralización de estos contaminantes.

En este contexto, el compostaje de residuos agrícolas constituye un nicho ecológico de gran interés, ya que alberga comunidades microbianas adaptadas a la degradación de compuestos orgánicos complejos. Entre ellas destacan los microorganismos ligninolíticos, cuyos sistemas enzimáticos extracelulares presentan una baja especificidad de sustrato y son capaces de intervenir en la degradación de polímeros recalcitrantes como la lignina (Merino y col., 2016). Por tanto, el objetivo de este trabajo fue crear una colección de microorganismos ligninolíticos aislados de diferentes pilas de compostaje y evaluar su potencial enzimático como etapa preliminar para su posible aplicación en la biorremediación de PFAS.

2. Material y Métodos

El material de partida procedía de diversas pilas de compostaje elaboradas a partir de restos agrícolas. A partir de las muestras recogidas, se realizaron aislamientos microbiológicos con el objetivo de obtener diferentes cepas bacterianas y fúngicas. Las bacterias se aislaron en agar APHA, mientras que para el aislamiento de los hongos se emplearon agar Rosa de Bengala y agar dextrosa de patata (PDA). Tras la obtención de cultivos puros y la eliminación de los morfotipos redundantes, se llevó a cabo la caracterización enzimática de los aislados para determinar su actividad ligninolítica, polifenoloxidasa y lacasa. La actividad ligninolítica se evaluó mediante el crecimiento en un medio de cultivo suplementado con el colorante Remazol Brilliant Blue R (RBBR), cuya decoloración se empleó como indicador de la capacidad degradadora de los aislados. La actividad polifenoloxidasa se determinó en agar PDA suplementado con ácido tánico, mientras que la actividad lacasa se evaluó en agar PDA con α-naftol. Finalmente, se seleccionaron las cepas que presentaron un mayor potencial degradador para su identificación taxonómica. Los aislados bacterianos se identificaron mediante la secuenciación del gen del ARN ribosómico 16S, utilizando los cebadores 27F y 1492R. Por su parte, los aislados fúngicos se identificaron mediante la secuenciación de la región ITS, empleando los cebadores ITS1 e ITS4.

3. Resultados y Discusión

En primer lugar, se llevó a cabo la clasificación taxonómica de los 47 aislados fúngicos y los 27 aislados bacterianos seleccionados. De acuerdo con los resultados obtenidos mediante el análisis BLAST de las secuencias completas de los aislados, la colección fúngica (Figura 1) estuvo representada mayoritariamente por el género *Aspergillus* (38,30 %), seguido por los aislados no identificados (21,28 %) y por el género *Serendipita* (12,77 %). En menor proporción, también se identificaron aislados pertenecientes a los géneros *Alternaria*, *Cosmospora* y *Fusarium*, entre otros. Dentro del género *Aspergillus*, la especie predominante fue *Aspergillus quadrilineatus*, que representó el 55,56 % de los aislados pertenecientes a este género. La mayoría de las especies restantes presentó una abundancia relativa del 11,11 %, con la excepción de *Aspergillus sepultus*, que constituyó el 5,56 %.

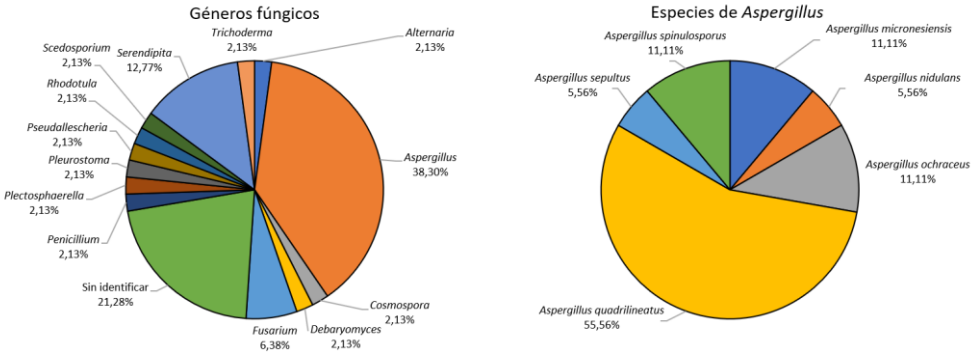


Figura 1. Clasificación taxonómica de los aislados fúngicos a nivel de género y distribución de las especies pertenecientes al género *Aspergillus*.

En lo que respecta a la colección bacteriana, el género predominante fue *Bacillus*, que representó el 37,04 % de los aislados. A continuación, se situaron los aislados no identificados (33,33 %) y los pertenecientes al género *Priestia* (22,22 %). Asimismo, se identificaron bacterias de los géneros *Burkholderia* y *Pseudomonas*, aunque en menor proporción (Figura 2). El análisis específico de los aislados pertenecientes al género *Bacillus* permitió identificar siete especies. Entre ellas, *Bacillus subtilis* fue la más abundante, con un 33,33 %, mientras que cada una de las especies restantes representó el 11,11 %. Por su parte, los aislados del género *Priestia* estuvieron representados exclusivamente por las especies *Priestia filamentosa* (83,33 %) y *Priestia endophytica* (16,67 %).

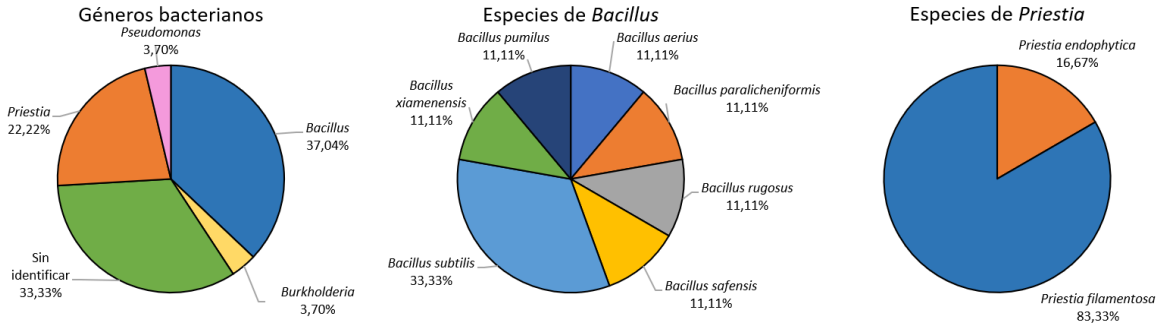


Figura 2. Clasificación taxonómica de los aislados bacterianos a nivel de género y distribución de las especies pertenecientes a los géneros *Bacillus* y *Priestia*.

En cuanto a la caracterización funcional, los ensayos cualitativos pusieron de manifiesto un elevado y versátil potencial ligninolítico en ambas colecciones microbianas. En la colección fúngica (**Figura 3**), la decoloración del colorante RBBR fue la actividad más frecuente, al detectarse en el 85,11 % de los aislados. A continuación, se situaron la actividad polifenoloxidasa (82,98 %) y la actividad lacasa (72,34 %). Además, el 53,19 % de los aislados fúngicos presentó simultáneamente las tres actividades metabólicas evaluadas, lo que evidencia una elevada versatilidad funcional. En comparación, el 17,02 % mostró dos de las actividades ensayadas, mientras que el 31,25 % presentó únicamente una actividad.

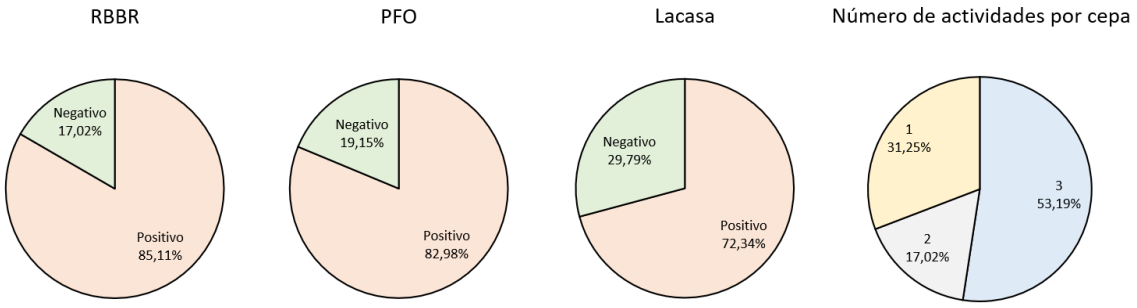


Figura 3. Porcentaje de aislados fúngicos con capacidad de decoloración de RBBR y actividad polifenoloxidasa y lacasa, y número de actividades detectadas por aislado.

En la colección bacteriana, la actividad lacasa fue la más extendida, al detectarse en el 81,49 % de los aislados, mientras que la capacidad de decoloración de RBBR se observó en el 77,78 % de los casos (**Figura 4**). En cuanto a la versatilidad funcional, el 62,99 % de los aislados bacterianos presentó las dos actividades evaluadas, mientras que el 37,04 % mostró únicamente una de ellas.

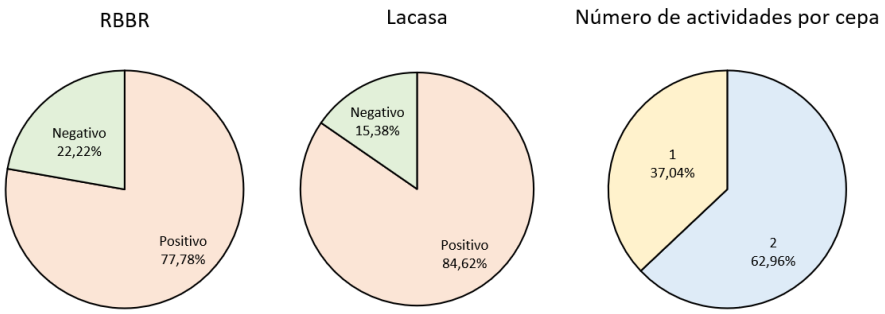


Figura 4. Porcentaje de aislados bacterianos con capacidad de decoloración de RBBR y actividad lacasa, y número de actividades detectadas por aislado.

4. Conclusiones

La elevada prevalencia de estas enzimas en el compost hortícola responde a las presiones de selección necesarias para degradar polímeros vegetales complejos como la lignina. Aunque en este trabajo no se demostró directamente la degradación de PFAS, la selección de estas cepas consolida una biblioteca biológica idónea para realizar futuros ensayos de biorremediación orientados a degradar estos contaminantes persistentes.

5. Bibliografía

Sunderland, E. M., Hu, X. C., Dassuncao, C., Tokranov, A. K., Wagner, C. C. y Allen, J. G. 2019. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. 29(2), 131-147.

Merino, N., Qu, Y., Deeb, R. A., Hawlay, E. L., Hoffmann, M R. y Mahendra, S. 2016. Degradation and removal methods for perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in water. *Environmental Engineering Science*. 33(9), 615-649.

MODULACIÓN DE LA MICROBIOTA AUTÓCTONA COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DE PURINES

Jesús Salinas[1], Raúl Jiménez[1,2], Martín Segado-Pérez[1], María R. Martínez-Gallardo[1], Ana J. Toribio[1], Macarena M. Jurado[1], Juan A. López-González[1], Alejandro Molina-Miras[2], Juana I. Contreras[2], María L. Segura[2], Francisca Suárez-Estrella[1] y María J. López[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España.
[2]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro IFAPA La Mojonera. E04745. La Mojonera, Almería, España.

Correo electrónico: jsn140@ual.es

Resumen: La gestión intensiva de purines porcinos plantea un grave desafío ambiental por las elevadas emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero. Ante esta problemática, la modulación de la microbiota presente en los purines mediante tratamientos biológicos emerge como una estrategia de mitigación sostenible. El objetivo de este trabajo fue desarrollar y validar un inóculo microbiano autóctono con capacidad bioacidificante para favorecer la conservación del nitrógeno. El inóculo se optimizó secuencialmente evaluando el efecto del ajuste de pH, la temperatura, la agitación y la suplementación carbonada, validando su eficacia final en purín fresco durante 14 días. Los resultados demostraron que la combinación de un pH inicial de 5,5, incubación estática a 30 °C y adición de almidón al 2% (p/v) conformó la estrategia óptima. Durante la validación, el tratamiento combinado (inóculo y acidificación) estabilizó el pH del sistema (~6) obteniendo la mayor concentración de amonio 0,83 g/L. A nivel microbiológico, esta condición erradicó las poblaciones ureolíticas viables. El análisis mediante secuenciación de amplicones 16S rRNA e ITS confirmó una reestructuración de la microbiota, revelando el enriquecimiento del género *Lactobacillus* en la muestra inoculada frente a la microbiota nativa del purín fresco. Esta estrategia de enriquecimiento en cascada permite generar consorcios que inhiben funcionalidades no deseadas, estabilizan el pH y aumentan el valor agronómico del purín.

Palabras clave: Bioacidificación, inóculo microbiano, bacterias ácido lácticas, metabarcoding.

1. Introducción

La gestión inadecuada de purines porcinos en la ganadería intensiva genera graves impactos ambientales, destacando emisión de gases de efecto invernadero (Sajeev et al., 2018). Frente a este reto, la biotecnología ofrece soluciones sostenibles mediante la modulación de las poblaciones microbianas nativas. De este modo, el objetivo principal del trabajo fue desarrollar y validar un inóculo microbiano bioacidificante que estabilice el amonio y mitigue las emisiones contaminantes.

2. Material y Métodos

2.1 Recogida, conservación y caracterización de la muestra de purín.

La muestra fue recogida de una fosa de acopio en una finca agropecuaria destinada a la cría de cebo de cerdo situada en Huércal-Overa, Almería (37°23’24’’N 1°56’37’’O) y se conservó a -80 ºC hasta su análisis. Se caracterizó fisicoquímicamente el purín evaluando el pH y la concentración de

amonio. Además, se realizaron diluciones decimales seriadas para la cuantificación en placa de bacterias totales (APHA), hongos y levaduras (Rosa de Bengala), así como de microorganismos proteolíticos (Geok et al., 2003) y ureolíticos (Britanialab).

2.2 Diseño experimental: Optimización secuencial y validación

El desarrollo del inóculo bioacidificante se llevó a cabo mediante una estrategia de enriquecimiento en cascada utilizando microcosmos de 50 mL de purín incubados durante 72 horas. En el primer bloque, se evaluó el efecto del ajuste inicial de pH a 5,5 con ácido cítrico 7 M y temperatura de incubación 30 °C frente a una muestra control sin ajustar. En el segundo bloque, se analizó el efecto de la suplementación de una fuente de carbono mediante la adición de glucosa o almidón al 2% (p/v). El inóculo optimizado resultante se validó aplicándolo en una proporción del 10% (v/v) sobre purín fresco incubado durante 14 días a 30 ºC. Se evaluaron cuatro condiciones experimentales: tratamientos sin inóculo ni ajuste (SINA), sin inóculo con ajuste (SIAJ), con inóculo sin ajuste (ICNA) y con inóculo y ajuste de pH (ICAJ).

2.3 Medidas analíticas y procesamiento bioinformático

Durante todas las etapas experimentales y a diferentes tiempos de muestreo, se monitorizó la evolución del pH y la retención de amonio mediante electrodo de ión selectivo (HI4101, HACH). La dinámica de las poblaciones microbianas se evaluó mediante un enfoque dual. Por un lado, se emplearon técnicas dependientes de cultivo realizando diluciones decimales seriadas para la cuantificación en placa de bacterias totales (APHA), hongos y levaduras (Rosa de Bengala), microorganismos proteolíticos y ureolíticos. Para caracterizar la reestructuración taxonómica global, se extrajo el ADN genómico y se realizó la secuenciación de amplicones de las regiones 16S rRNA e ITS1. Los datos de secuenciación se procesaron mediante la plataforma QIIME 2 y los análisis estadísticos se realizaron en RStudio.v4.6.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización inicial del purín

El análisis de la muestra de purín fresco (Tabla 1) reveló un pH cercano a la neutralidad y una concentración inicial de amonio de 1,4 g/L. A nivel microbiológico, la matriz presentó una carga bacteriana total de 7,3 Log UFC/mL y una presencia destacada de bacterias ureolíticas y proteolíticas (3,5 Log UFC/mL), responsables de la liberación de amoniaco al medio.

Tabla 1. Caracterización inicial del purín porcino fresco. Valores expresados como media ± desviación estándar (n=3).

Parámetro	Media ± DS
pH	7,1 ± 0,02
Amonio (g/L)	1,4 ± 0,1
Bacterias totales Log (UFC/mL)	7,3 ± 0,2
Bacterias ureolíticas Log (UFC/mL)	3 ± 0,04
Bacterias proteolíticas Log (UFC/mL)	3,5 ± 0,1
Hongos totales Log (UFC/mL)	2,7 ± 0,04

3.2 Optimización secuencial del inóculo bioacidificante

La acidificación inicial a 30 ºC (Figura 1A) demostró ser el factor primario para estabilizar el sistema, reduciendo el pH neutro del purín fresco hasta 5,19 y conservar los niveles de amonio (1,43 g/L) (Figura 1B), así como la concentración de microorganismos ureolíticos (Liu et al., 2023). Finalmente, la suplementación con almidón promovió la estabilización del pH final en 5,17 y suprimió por completo estas poblaciones ureolíticas. El tratamiento óptimo enriquecido con almidón impulsó firmemente a las poblaciones fermentativas (Figura 1C), prácticamente duplicando la abundancia de bacterias ácido lácticas como *Lactobacillaceae* (del 4,3% al 7,9%). Simultáneamente, la dominancia inicial de *Aspergillaceae* (32,1%) fue desplazada por levaduras y hongos (Figura 1D) de familias como *Cystobasidiaceae* (del 2,1% al 26,1%) y *Plectosphaerellaceae* (del 5% al 17,3%).

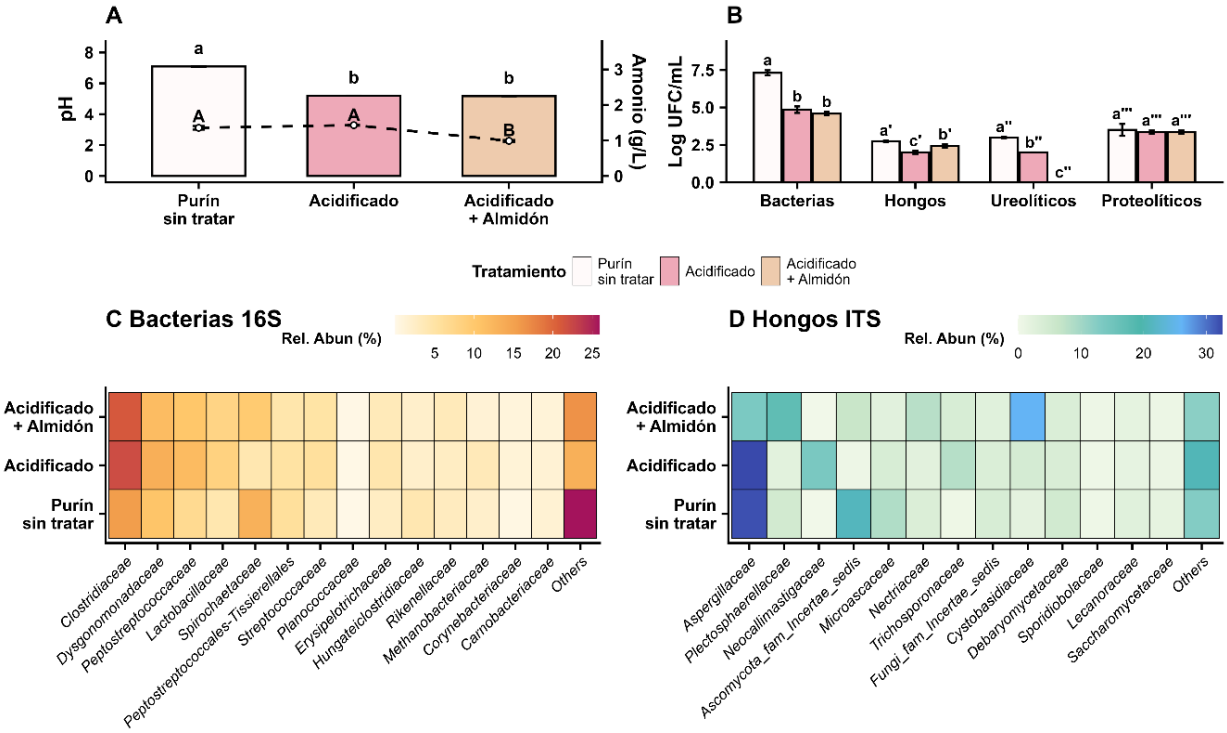


Figura 1. Dinámica fisicoquímica y microbiológica durante el proceso de optimización secuencial del inóculo. (A) Evolución del pH (barras) y concentración de amonio (línea punteada) a lo largo de las distintas condiciones de enriquecimiento. (B) Variación de las poblaciones microbianas cultivables. Abundancia relativa de la comunidad bacteriana (C) y fúngica (D) a nivel de familia.

3.3 Validación del inóculo: tratamiento de purines

La validación a 14 días confirmó la capacidad del tratamiento combinado (ICAJ) para estabilizar el purín. ICAJ mantuvo el pH en torno a 6, evitando la alcalinización observada en el control (pH 8,4) y permitiendo la retención de 0,83 g/L de amonio (Figura 2A). Paralelamente, eliminó las poblaciones ureolíticas viables (Figura 2B). El análisis de abundancia diferencial (Figura 2C) mostró un enriquecimiento significativo del género *Lactobacillus* respecto al purín crudo, cuya actividad acidificante podría explicar el mantenimiento del pH y la conservación del nitrógeno observados en estudios previos (Kim et al., 2022).

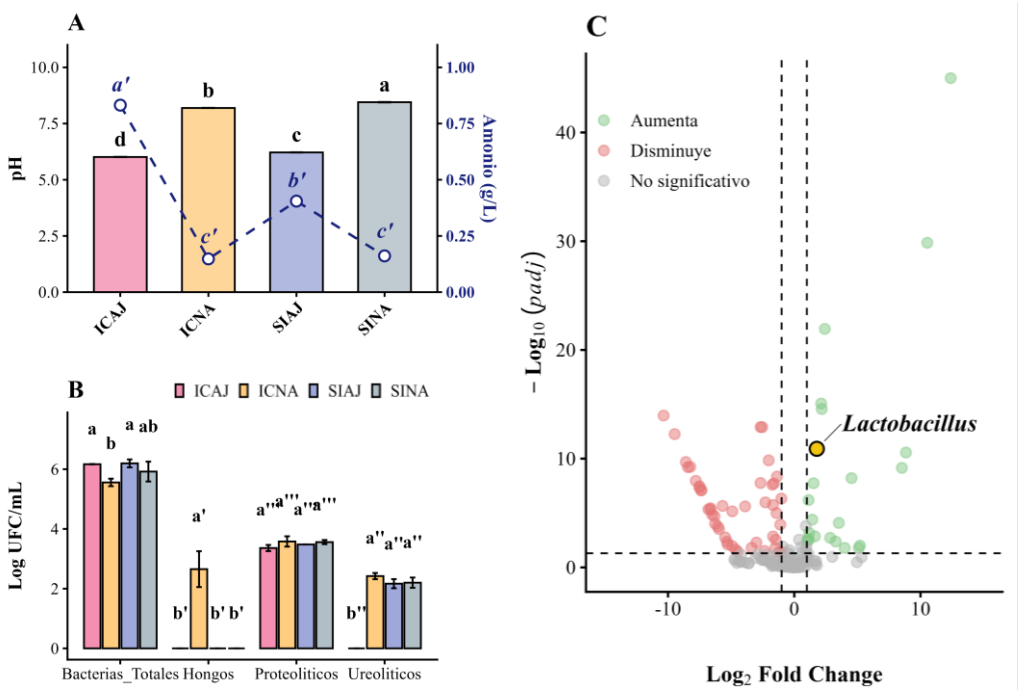


Figura 2. Validación del inóculo bioacidificante tras 14 días de incubación**.** (A) Evolución del pH (barras) y concentración de amonio (línea punteada) a lo largo de las distintas condiciones de enriquecimiento. (B) Cuantificación de poblaciones cultivables (Log UFC/mL). Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; $n = 3$). (C) Análisis de abundancia diferencial a nivel de género.

4. Conclusiones

La estrategia de enriquecimiento secuencial ha permitido desarrollar un inóculo complejo autóctono efectivo para el tratamiento de purines porcinos. La validación demuestra que la aplicación combinada de este inóculo con un ajuste inicial de pH promueve el dominio de bacterias ácido lácticas con capacidad bioacidificante e inhibe a los microorganismos ureolíticos además de mantener el pH estable y aumentar el valor agronómico del purín

5. Bibliografía

Geok, L. P., Razak, C. N. A., Rahman, R. N. Z. A., Basri, M., & Salleh, A. B. (2003). Isolation and screening of an extracellular organic solvent-tolerant protease producer. *Biochem. Eng. J.*, 13, 73-77.

Liu, J., Li, X., Xu, Y., Wu, Y., Wang, R., Zhang, X., Hou, Y., Qu, H., Wang, L., He, M., Kupczok, A., & He, J. (2023). Highly efficient reduction of ammonia emissions from livestock waste by the synergy of novel manure acidification and inhibition of ureolytic bacteria. *Environ. Int.*, 172, 107768.

Sajeev, E. P., Winiwarter, W., & Amon, B. (2018). Greenhouse gas and ammonia emissions from different stages of liquid manure management chains: abatement options and emission interactions. *J. Environ. Qual.*, 47, 30-41.

Kim, S. I., Heo, W., Lee, S. J., & Kim, Y. J. (2021). Isolation and characterization of effective bacteria that reduce ammonia emission from livestock manure. *Microorganisms*, *10*, 77.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto PP.PEI.IDF2023030.001 - Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech). Acción de Proyectos Estratégicos y Demanda Institucional. IFAPA. FEDER.

EVALUACIÓN DE INOCULANTES MICROBIANOS AUTÓCTONOS PARA LA ESTABILIZACIÓN DEL NITRÓGENO EN PURINES

Raúl Jiménez[1,2], Jesús Salinas[1], Macarena M. Jurado[1], Juan A. López-González[1], María José Estrella-González[1], María Rosa Martínez-Gallardo[1], Ana J. Toribio-Gallardo[1], Alejandro Molina-Miras[2], Juana I. Contreras[2], María L. Segura[2], Francisca Suárez-Estrella[1], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología, Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, España

[2]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro IFAPA La Mojonera. E04745. La Mojonera, Almería, España.

Correo electrónico: rjr247@ual.es

Resumen: La gestión de purines porcinos representa un desafío ambiental por su contribución a las emisiones de amoníaco (NH_3) y gases de efecto invernadero. La volatilización de NH_3 está condicionada por el equilibrio NH_4^+/NH_3 y por la hidrólisis de la urea mediada por microorganismos ureolíticos, por lo que la acidificación y la modulación microbiana pueden favorecer la conservación del nitrógeno en forma de amonio. En este trabajo se evaluaron, a escala de laboratorio, dos inoculantes microbianos autóctonos desarrollados a partir de purines: un inóculo complejo (IC), obtenido mediante enriquecimiento dirigido de la microbiota nativa, y un inóculo ensamblado (IE), constituido por aislados de bacterias ácido-lácticas autóctonas. Se evaluó la capacidad de estos inóculos para bioacidificar el purín y conservar el nitrógeno en forma de amonio. Para ello, se analizó el efecto de la acidificación del purín, la dosis de inóculo y la incorporación de aditivos ($FeCl_3$ e inhibidores de ureasa y nitrificación). Los resultados mostraron que la acidificación con ácido cítrico, una dosis reducida de inóculo y la incorporación de $FeCl_3$ favorecieron la estabilización del sistema. En conjunto, los tratamientos con menor pH se asociaron con una mayor conservación de NH_4^+, reforzando el papel de la acidificación como criterio operativo. La validación en purines de dos explotaciones mostró respuestas dependientes del origen del purín y del tipo de inóculo, aunque confirmó el potencial de esta estrategia integrada para mejorar la conservación del nitrógeno y reducir el riesgo de pérdidas por volatilización.

Palabras clave: Bioacidificación; purín; amonio; microbiota autóctona; emisiones

1. Introducción

La gestión de purines porcinos constituye un reto ambiental relevante debido a su elevada carga orgánica y nitrogenada y a su contribución potencial a las emisiones de amoníaco (NH_3) y gases de efecto invernadero. Aunque estos residuos presentan valor agronómico como fuente de nutrientes, especialmente nitrógeno, su almacenamiento y aplicación pueden provocar graves problemas medioambientales, limitando su aplicación como fertilizante.

La volatilización de NH_3 está estrechamente relacionada con el equilibrio entre el nitrógeno amoniacal en forma iónica (NH_4^+) y gaseosa (NH_3), dependiente principalmente del pH. Valores alcalinos favorecen la formación de NH_3, mientras que la acidificación desplaza el equilibrio hacia

NH_4^+, permitiendo una mayor conservación del nitrógeno. Por ello, mantener el pH por debajo de valores próximos a 6 se considera una estrategia eficaz para reducir estas pérdidas (Hjorth et al., 2024).

Además del control químico del pH, la microbiota del purín influye en la dinámica del nitrógeno, especialmente las poblaciones ureolíticas y proteolíticas, capaces de hidrolizar la urea y proteínas, respectivamente, favoreciendo la liberación de formas nitrogenadas que pueden contribuir a la acumulación de N amoniacal. En este contexto, el uso de inoculantes microbianos autóctonos obtenidos a partir del propio purín representa una herramienta biotecnológica prometedora, al estar formados por microorganismos adaptados a esta matriz y con potencial para modular la actividad microbiana y favorecer la bioacidificación.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de dos inóculos microbianos autóctonos: un inóculo complejo y un inóculo ensamblado, para favorecer la estabilización del nitrógeno en purines porcinos. Para ello, se optimizó un protocolo basado en acidificación, dosis de inoculación e incorporación de aditivos, y se validó posteriormente en purines de diferentes explotaciones.

2. Material y Métodos

El estudio se realizó a escala de laboratorio utilizando purines porcinos procedentes de diferentes explotaciones ganaderas intensivas. Se evaluaron dos inóculos microbianos autóctonos previamente desarrollados: un inóculo complejo (IC), obtenido mediante enriquecimiento dirigido de la microbiota nativa del purín, y un inóculo ensamblado (IE), constituido por aislados de bacterias ácido-lácticas autóctonas seleccionadas por su potencial funcional.

La optimización del protocolo se llevó a cabo mediante cuatro ensayos consecutivos. En el primer ensayo (E1) se evaluó el efecto de diferentes fuentes acidificantes (vinagre, zumo de limón y ácido cítrico) sobre el pH del purín y la conservación del amonio. En el segundo ensayo (E2) se estudió el efecto de la dosis de inoculación, empleando niveles bajo, medio y alto frente a un control no inoculado. En el tercer ensayo (E3), bajo las condiciones previamente seleccionadas, se analizó la incorporación de distintos aditivos, incluyendo $FeCl_3$, inhibidor de ureasa e inhibidor de nitrificación. Finalmente, el protocolo optimizado se validó en un cuarto ensayo (E4) utilizando purines procedentes de dos explotaciones diferentes.

Durante los ensayos se monitorizó el pH y se determinó la concentración de NH_4^+. Asimismo, se cuantificaron las poblaciones de microorganismos ureolíticos y proteolíticos mediante recuento en medios de cultivo selectivos. Estas variables permitieron evaluar tanto el efecto químico del protocolo sobre el equilibrio NH_4^+/NH_3 como su influencia sobre grupos microbianos implicados en la transformación del nitrógeno orgánico.

Los datos se analizaron estadísticamente mediante análisis de varianza y comparación de medias para $p < 0,05$. Los resultados se expresaron como media ± desviación estándar.

3. Resultados y Discusión

3.1. Optimización de los tratamientos

La optimización del protocolo permitió identificar las condiciones más adecuadas para favorecer la estabilización del nitrógeno en purines porcinos mediante una estrategia combinada de acidificación, inoculación microbiana y aditivos. En conjunto, los ensayos E1, E2 y E3 mostraron que la respuesta del sistema estuvo condicionada por la fuente acidificante, la dosis de inóculo y la presencia de aditivos, con un patrón general similar para ambos inóculos. Todos los ensayos de optimización se realizaron a partir de purín de la explotación 1.

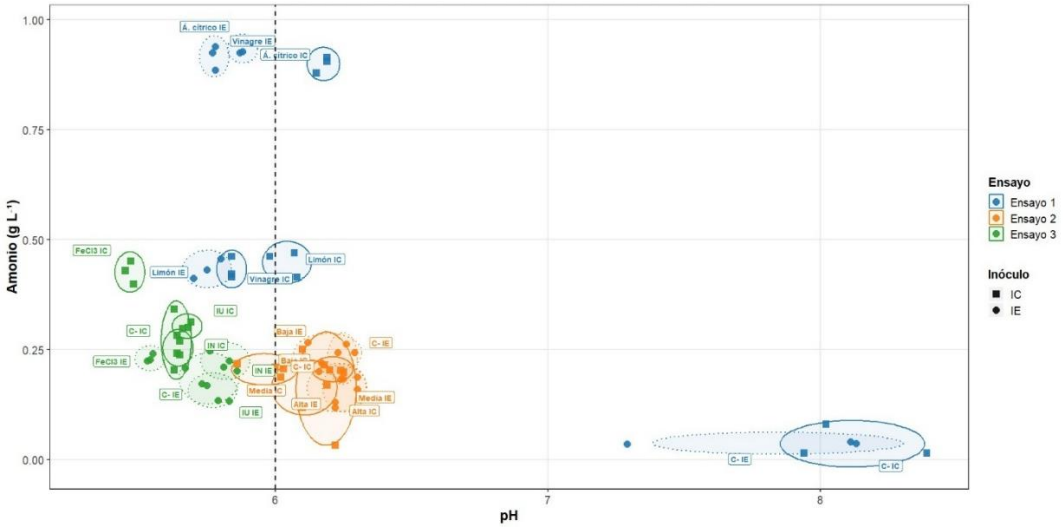


Figura 1. Relación entre el pH y la concentración de NH_4^+ en los ensayos de optimización. La línea discontinua indica el umbral de pH 6, considerado como referencia para reducir el potencial de volatilización de NH_3. **IC:** Inóculo Complejo. **IE:** Inóculo Ensamblado.

La relación entre pH y concentración de amonio confirmó el papel central de la acidificación en la conservación del nitrógeno. En términos generales, los tratamientos que mantuvieron valores de pH más bajos se asociaron con una mayor acumulación de NH_4^+, mientras que los valores más elevados de pH se relacionaron con un mayor riesgo potencial de desplazamiento del equilibrio hacia NH_3 (Figura 1). Esta tendencia refuerza la importancia de mantener el pH por debajo de valores próximos a 6 como criterio operativo para reducir el potencial de volatilización de amoníaco y mejorar la eficiencia fertilizante del purín.

Además del efecto químico asociado al pH, los resultados sugieren que la inoculación pudo contribuir a modular grupos microbianos implicados en la transformación del nitrógeno. En particular, la reducción de microorganismos ureolíticos observada en los tratamientos inoculados resulta de interés, ya que estos grupos participan directamente en la hidrólisis de la urea y en la generación de NH_3 bajo condiciones alcalinas. Diversos estudios recientes han señalado que la actividad ureolítica y la composición de las comunidades microbianas desempeñan un papel clave en la dinámica del nitrógeno y en las emisiones de amoníaco durante el almacenamiento y tratamiento de residuos orgánicos (Zhang et al., 2023; Wang et al., 2024). Por tanto, la combinación de acidificación e inoculación con microorganismos autóctonos podría actuar de forma complementaria, limitando tanto el desplazamiento químico hacia NH_3 como la actividad microbiana asociada a la liberación de formas nitrogenadas.

3.2. Ensayo de validación

La validación del protocolo optimizado en purines procedentes de dos explotaciones diferentes permitió evaluar la respuesta de la estrategia en sistemas con características microbiológicas y fisicoquímicas distintas. En general, las muestras inoculadas tendieron a favorecer una mayor conservación de NH_4^+ respecto a los controles, aunque la magnitud de la respuesta dependió del origen del purín y del tipo de inóculo empleado. En cuanto a las poblaciones ureolíticas, únicamente se observó una ligera reducción en las muestras tratadas con el inóculo ensamblado, mientras que el inóculo complejo no mostró variaciones respecto al control (Figura 2C). Por el contrario, las poblaciones de microorganismos proteolíticos se redujeron significativamente únicamente en la explotación 2 para ambos inóculos (Figura 2D), efecto que se acompañó de un incremento

significativo de la concentración de amonio en dicha explotación, especialmente con IC (Figura 2B). Estos resultados ponen de manifiesto que la eficacia del tratamiento puede estar condicionada por las características propias de cada purín, aunque sugieren un potencial de aplicación en condiciones reales.

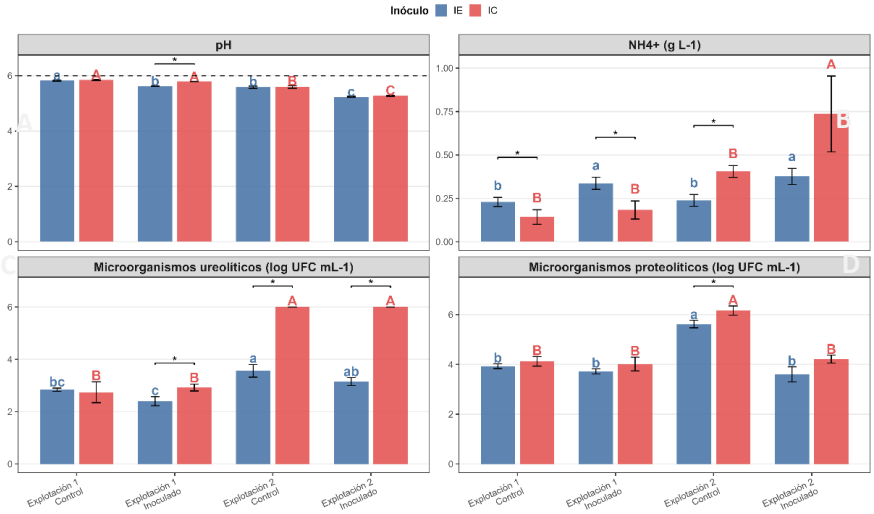


Figura 2. Validación de los tratamientos en purines procedentes de dos explotaciones porcinas (Ensayo 4). Se comparan muestras control e inoculadas para evaluar el efecto del tratamiento sobre (A) el pH, (B) la concentración de NH_4^+, (C) las poblaciones de microorganismos ureolíticos y (D) proteolíticos. Los valores representan la media ± desviación estándar. Diferencias significativas entre tratamientos se indican para $p < 0,05$. **IC:** Inóculo Complejo. **IE:** Inóculo Ensamblado.

4. Conclusiones

En conjunto, los resultados obtenidos indican que la estabilización del nitrógeno en purines no depende únicamente de la acidificación química, sino de la interacción entre el pH, la incorporación de inoculantes autóctonos y la modulación de grupos microbianos funcionales. Esta aproximación resulta especialmente interesante porque permite plantear una estrategia integrada, basada en microorganismos adaptados a la propia matriz residual y en condiciones de manejo relativamente sencillas, con potencial para reducir pérdidas de nitrógeno y capacidad de autoproducción en granja.

5. Bibliografía

Hjorth, M., Christensen, K.V., Christensen, M.L., Sommer, S.G., 2024. Solid–liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 153–180.

Zhang, Z., Sun, Y., Wang, J., Zhao, L., Chen, R. 2023. Ureolytic microbial communities and their role in nitrogen transformation and ammonia volatilization from livestock manure: A review. *Bioresour. Technol., 376*, 128902.

Wang, Y., Li, X., Chen, Q., Zhang, H., Liu, J. 2024. Microbial regulation of nitrogen transformation and ammonia emissions during manure management: A review. *Sci. Total Environ., 912*, 169456.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del proyecto PP.PEI.IDF2023030.001 - Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech). Acción de Proyectos Estratégicos y Demanda Institucional. IFAPA. FEDER.

LIMITACIONES DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO CONVENCIONAL EN LA ELIMINACIÓN DE ANTIBIÓTICOS Y PFAS EN EDARS ANDALUZAS

Jaime Villaverde[1], Marina Rubio-Bellido[1], Rafael López[1], Fernando Madrid[1]

[1]*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Sevilla, España.*

Resumen: Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) son clave para proteger ecosistemas y salud pública. En este estudio se muestrearon aguas de 8 EDARs de Andalucía (una en cada provincia) que emplean tratamientos secundarios basados en procesos biológicos aerobios, principalmente lodos activados y aireación prolongada. En ellos, comunidades microbianas degradan materia orgánica y algunos contaminantes emergentes; aunque fármacos como antibióticos y PFAS suelen resistir la biodegradación por su persistencia y baja degradabilidad. Este trabajo monitorizó estos contaminantes en influentes y efluentes para evaluar la efectividad del tratamiento. En el caso de los antibióticos estudiados, las eficiencias de eliminación fueron variables, con algunas EDARs superando el 70 % y otras presentando reducciones mínimas o incrementos aparentes, posiblemente por procesos de desconjugación o liberación desde la biomasa. Respecto a PFAS, Jaén y Córdoba registraron los niveles más altos. Las eficiencias de eliminación fueron superiores al 87–97 %. La excepción fue Jaén, con solo un 20 % de reducción, posiblemente por particularidades operativas. Estos datos evidenciaron las limitaciones del tratamiento biológico convencional en las EDARs frente a estos contaminantes. En conclusión, las EDARs eliminaron eficazmente PFAS, pero no antibióticos, lo que subraya la necesidad de tecnologías terciarias avanzadas y de reforzar la monitorización para evaluar riesgos ambientales y sanitarios. Además, la presencia de estos contaminantes es una fuente de contaminación de los lodos generados en las EDARs, y por tanto de los biosólidos resultantes usados mayoritariamente con fines agrícolas.

Palabras clave: biodegradación, contaminantes emergentes persistentes, aguas residuales efluentes e influentes.

1. Introducción

El incremento en el uso de sustancias farmacéuticas y compuestos químicos persistentes constituye uno de los principales retos ambientales actuales, especialmente en el ámbito de los ecosistemas acuáticos. Entre los contaminantes emergentes de mayor preocupación destacan los antibióticos y las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS), debido a su elevada persistencia, su capacidad de transporte a largas distancias y sus potenciales efectos adversos sobre organismos acuáticos y la salud humana. Los antibióticos son ampliamente utilizados en medicina humana y veterinaria, lo que favorece su liberación continua al medio ambiente a través de aguas residuales. Por su parte, los PFAS, empleados en numerosos procesos industriales y productos de consumo, presentan una gran estabilidad química que dificulta su degradación natural, lo que ha llevado a su consideración como contaminantes altamente persistentes (Barisci y Suri, 2021; Petre et al., 2026). En este contexto, las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) desempeñan un papel fundamental en el ciclo de estos contaminantes, ya que actúan como puntos de concentración y transformación, pero también como potenciales focos de emisión hacia el medio receptor. Las aguas residuales urbanas reciben aportes procedentes de múltiples fuentes —domésticas, hospitalarias e industriales— que contienen antibióticos parcialmente metabolizados y compuestos fluorados, los cuales son posteriormente tratados mediante procesos convencionales que no siempre garantizan su eliminación completa. Diversos estudios han evidenciado que muchas EDARs no están diseñadas específicamente para eliminar contaminantes emergentes, lo que favorece la presencia residual de estos compuestos en los efluentes tratados (Zhu et al., 2024).

El presente trabajo se centra en la evaluación de la presencia de diferentes familias de antibióticos —incluyendo sulfonamidas, macrólidos, trimetoprim, fluoroquinolonas, betalactámicos y tetraciclinas— así como de diversos compuestos PFAS, en muestras de influente y efluente de EDARs localizadas en distintas provincias andaluzas (Sevilla, Huelva, Almería, Málaga, Granada, Cádiz, Jaén y Córdoba). El estudio se ha desarrollado a lo largo de tres campañas de muestreo realizadas en junio, septiembre y diciembre de 2025, lo que permite analizar la variabilidad temporal asociada a factores como la estacionalidad en el consumo de antibióticos, las condiciones climáticas o las características del tratamiento aplicado. Los resultados publicados en la bibliografía ponen de manifiesto la presencia generalizada de antibióticos en los influentes de las EDARs analizadas, con variaciones significativas tanto entre localizaciones como entre campañas de muestreo. Compuestos como sulfametoxazol, azitromicina o trimetoprim destacan por su frecuencia de detección y sus concentraciones relativamente elevadas, lo cual coincide con la literatura científica que señala a estos compuestos como algunos de los más habituales en aguas residuales urbanas (Zhu et al., 2024). Aunque los procesos de depuración contribuyen a reducir sus concentraciones, en numerosos casos se observa la presencia residual de estos antibióticos en los efluentes, lo que confirma la limitada eficacia de los tratamientos convencionales para su eliminación completa y su potencial liberación al medio acuático. En cuanto a los PFAS, la bibliografía refleja igualmente su presencia tanto en influentes como en efluentes, destacando compuestos como el ácido perfluorooctanoico (PFOA) o el ácido perfluorohexanoico (PFHxA). La persistencia de estos compuestos tras el tratamiento confirma su resistencia a los procesos físico-químicos y biológicos convencionales empleados en las EDARs. De hecho, numerosos estudios han señalado que los PFAS pueden presentar tasas de eliminación muy bajas o incluso negativas en algunos casos, debido a procesos de transformación de precursores durante el tratamiento (Barisci y Suri, 2021). Además, su elevada estabilidad y movilidad favorecen su acumulación en el medio acuático y su posible incorporación a la cadena trófica, lo que supone un riesgo adicional desde el punto de vista ecológico (Petre et al., 2026). Teniendo en cuenta todos estos antecedentes, resulta fundamental profundizar en el conocimiento de la dinámica de estos compuestos y avanzar en el desarrollo e implementación de tecnologías de tratamiento más eficaces que permitan reducir su presencia en los efluentes y minimizar su impacto sobre los ecosistemas acuáticos.

2. Material y Métodos

2.1. Muestreo

Las muestras de aguas residuales consistieron en muestras compuestas de 24 horas (10 L), recogidas en los puntos de entrada (influente) y salida (efluente) de las estaciones depuradoras de aguas residuales principales correspondientes a las 8 capitales de provincia andaluzas estudiadas.

2.2. Análisis químico de contaminantes en las aguas residuales

La determinación analítica se llevó a cabo mediante un cromatógrafo Agilent 1290 Infinity II (Agilent, EE. UU.), equipado con un desgasificador al vacío, una bomba binaria y un inyector automático, y acoplado a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo (QqQ) Agilent 6495, provisto de una fuente de ionización por electrospray (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EE. UU.). Los antibióticos y PFAS fueron analizados en muestras de aguas residuales mediante SPE en línea acoplada a LC-MS/MS. Un alícuota de 600 µL de la muestra filtrada (filtro de jeringa de celulosa regenerada de 0,22 µm) se introdujo en el bucle de SPE en línea. Posteriormente, el extracto fue transferido a un cartucho de fase reversa Bond Elut Online PLRP-S mediante el paso de agua a un caudal de 2 mL min^{-1} durante 2 min. Tras la carga de la muestra, la válvula de conmutación se posicionó en modo de elución para transferir los compuestos retenidos a la columna analítica mediante el flujo de la fase móvil. El cartucho de SPE se lavó con metanol a un caudal de 2,0 mL min^{-1} durante 4,4 min y, posteriormente, se acondicionó con agua durante 3,4 min a un caudal de 2,0 mL min^{-1}. La separación cromatográfica se llevó a cabo en una columna Zorbax

RRHD Eclipse Plus C18 (150 mm × 3,0 mm de diámetro interno, tamaño de partícula de 1,8 µm) (Agilent, EE. UU.), termostatizada a 35 °C y protegida con una precolumna Zorbax RRHD Eclipse Plus C18 (3,0 mm de diámetro interno, 1,8 µm de tamaño de partícula) (Agilent, EE. UU.). Los contaminantes fueron eluidos mediante un gradiente a un caudal de 0,4 mL min^{-1}, empleando como fase móvil una disolución de formiato de amonio 10 mM (0,05 % v/v de ácido fórmico) y metanol. Para cada lote de muestras, se empleó una calibración por adición estándar en el intervalo de 5 ng L^{-1} a 5 µg L^{-1}.

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos mostraron concentraciones elevadas de antibióticos en los influentes de las EDARs, destacando el sulfametoxazol con valores que alcanzan aproximadamente 1.100 ng/L en Almería (septiembre 2025), así como concentraciones relevantes de azitromicina y claritromicina que superan los 800–1.200 ng/L en algunos puntos de muestreo. El trimetoprim también presenta concentraciones elevadas, alcanzando valores superiores a 900 ng/L en influentes de Almería y Cádiz. En contraste, las concentraciones en efluentes, aunque reducidas, siguen siendo detectables, con valores típicos entre 100 y 300 ng/L para varios compuestos. En cuanto a los PFAS, las concentraciones son notablemente menores, situándose generalmente en el rango de ng/L bajos, destacando el ácido perfluoropentanoico (PFPeA) con valores entre 50 y 190 ng/L en influentes, mientras que compuestos como el ácido perfluorooctanoico (PFOA) suelen presentarse en concentraciones inferiores a 15 ng/L. En algunos casos, como en Sevilla o Granada (septiembre), se detectan incrementos puntuales en efluentes para determinados PFAS, observándose valores de PFHpA o PFOS superiores a 100 ng/L, lo que evidencia su persistencia durante el tratamiento. De manera general y en relación con los antibióticos analizados, los resultados muestran concentraciones elevadas en los influentes de todas las EDARs analizadas, lo que refleja claramente la continua entrada de estos compuestos desde fuentes urbanas, hospitalarias y, en menor medida, industriales. En las tres campañas se detectan de forma consistente compuestos pertenecientes a distintas familias, destacando especialmente las sulfonamidas, los macrólidos y trimetoprim. En términos generales, la campaña de septiembre de 2025 presenta las concentraciones más elevadas, especialmente en instalaciones como Almería, Cádiz o Granada, donde se registran los valores máximos del estudio (Figura 1). Este incremento temporal es coherente con lo descrito en la literatura, donde se asocia a factores estacionales como el aumento del consumo de antibióticos o la presión poblacional en periodos estivales (Zhu et al., 2024).

En la campaña de junio, las concentraciones son ya relevantes, aunque en general ligeramente inferiores a las observadas en septiembre, observándose una distribución relativamente homogénea entre EDARs, con presencia constante de sulfametoxazol y trimetoprim en influentes. Por su parte, en diciembre de 2025 se aprecia una mayor variabilidad entre las diferentes familias de los antibióticos estudiados, con algunos compuestos por debajo del límite de detección y otros persistiendo en concentraciones moderadas (Figura 1). La comparación entre influente y efluente pone de manifiesto que, aunque existe una reducción significativa de antibióticos tras el tratamiento, esta eliminación no es completa. De hecho, compuestos como trimetoprim y algunas sulfonamidas persisten en los efluentes en concentraciones relevantes. Este comportamiento ha sido ampliamente descrito y se atribuye a la resistencia de ciertos antibióticos a los procesos biológicos convencionales, así como a fenómenos de desorción o transformación durante el tratamiento (Zhu et al., 2024).

En cuanto a los PFAS, los resultados muestran una presencia generalizada, aunque con concentraciones inferiores a las observadas para los antibióticos. Se detectan principalmente PFAS de cadena corta y media, como PFPeA y PFHxA, excepto en el caso de la campaña de diciembre donde no se detectaron ni en las aguas influentes ni efluentes. A diferencia de los antibióticos, los PFAS presentan un comportamiento distinto en los procesos de depuración. En varias EDARs se observa que las concentraciones en efluente son similares o incluso superiores a las del influente,

lo que indica que estos compuestos no son eliminados eficazmente y pueden generarse a partir de precursores durante el tratamiento. Este fenómeno ha sido descrito en numerosos estudios, en los que se pone de manifiesto que las EDARs pueden actuar como fuentes secundarias de PFAS debido a la transformación de compuestos precursores en formas más persistentes (Barisci y Suri, 2021). Asimismo, la elevada estabilidad química de los PFAS, debida al enlace carbono-flúor, limita su degradación mediante procesos convencionales, favoreciendo su acumulación en el medio acuático (Petre et al., 2026). A modo de conclusión, los resultados obtenidos ponen de manifiesto la amplia presencia de antibióticos y PFAS en aguas residuales urbanas, así como la limitada capacidad de eliminación de estos compuestos en las EDARs convencionales. Mientras que los antibióticos muestran una reducción parcial durante el tratamiento, los PFAS presentan una elevada persistencia y, en algunos casos, una aparente generación neta en los efluentes. Estos resultados subrayan la necesidad de mejorar las tecnologías de tratamiento y de profundizar en el conocimiento del comportamiento de estos contaminantes emergentes para minimizar su liberación al medio ambiente y sus potenciales impactos sobre los ecosistemas acuáticos.

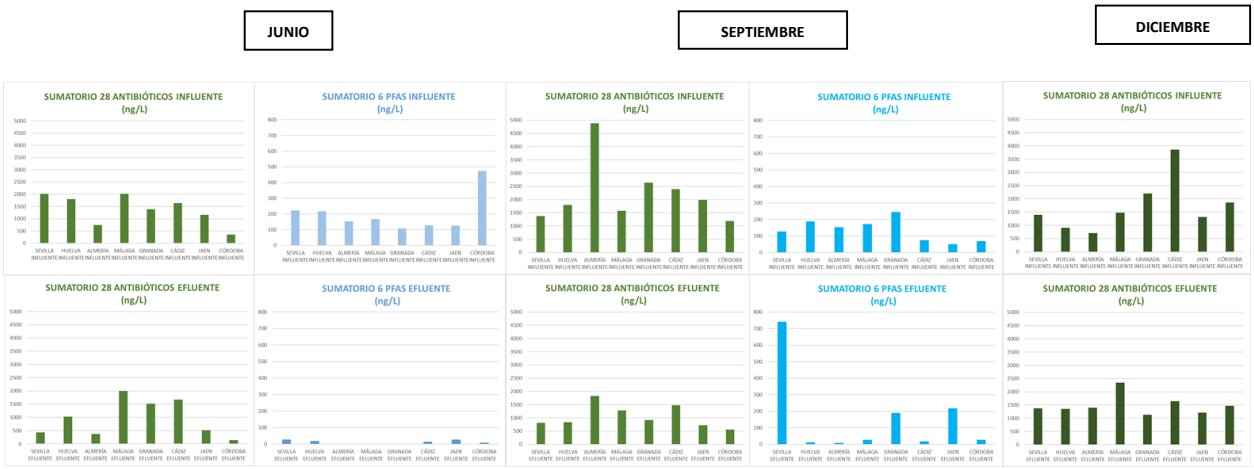


Figura 1. Análisis de antibióticos y PFAS para todas las EDARs seleccionadas en junio, septiembre y diciembre de 2025.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos evidencian la presencia generalizada de antibióticos y PFAS en las aguas residuales urbanas, con variaciones relevantes entre campañas y EDARs. Mientras que los antibióticos muestran una reducción significativa tras el tratamiento, su eliminación no es completa, persistiendo en los efluentes. Por el contrario, los PFAS presentan una elevada estabilidad y escasa eliminación, reflejando su carácter persistente. Este trabajo muestra resultados de alto interés poniendo de manifiesto la necesidad de mejorar los procesos de depuración para reducir la liberación de contaminantes emergentes al medio acuático.

5. Bibliografía

Barisci S., Suri R., 2021. Occurrence and removal of poly/perfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal and industrial wastewater treatment plants. Water Science & Technology 84, 3442-3468.

Petre V.A., Ungureanu C., Gheorghe S., Chiriac F.L., 2026. PFAS in aquatic systems: Bioaccumulation patterns and implications of advanced water treatment limitations. Environments 13, 330.

Zhu L., Lin X., Di Z., Cheng F., Xu J., 2024. Occurrence, risks, and removal methods of antibiotics in urban wastewater treatment systems: A review. Water 16, 3428.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades en el marco de los proyectos: FCT-24-20320 (FECYT/FEDER, UE) y PID2024-157321OB-I00 (AEI/FEDER, UE).

HERRAMIENTAS BIOTECNOLÓGICAS Y QUÍMICAS EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS: EL PROYECTO COMPOST+

C. Álvarez-Alonso[1], J. A. Sáez-Tovar[1], S. Sánchez-Méndez[1], F. J. Andreu-Rodriguez[1], L. Orden[1], N. Manrique-Córdoba[1], G. Gadaleta[2], G. Clemente Polo[3], J. García Cano[4], A. Sánchez Jiménez[5], M. Ruiz Platón[6], M. A. Bustamante[1], R. Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández de Elche, EPS-Orihuela, Alicante.
[2]Laboratorio de Biodegradabilidad y Compostabilidad; AIMPLAS-Instituto Tecnológico del Plástico; C. Gustave Eiffel n. 4, 46980, Paterna.
[3]Instituto Universitario de Ingeniería de Alimentos (Food-UPV). Universitat Politècnica de València, C/ Camino de Vera s/n, 46022, Valencia.
[4]Calpech, C/Fusteria 22, Pol. Ind. Canastell, Sant Vicent del Raspeig, 03690, Alicante
[5]COBATUR, Camino Cementerio, s/n, 46165, Bugarra, Valencia.
[6]AGROTAN, Autovía Madrid-Valencia KM 296, CP 46391, Requena, Valencia.
Correo electrónico: cristina.alvareza@umh.es

Resumen: La gestión de residuos orgánicos urbanos en Europa constituye un reto actual debido a su elevado volumen de generación ya que solo una parte se recicla adecuadamente. El compostaje de los residuos orgánicos urbanos, tecnología clave dentro de la economía circular, presenta limitaciones, especialmente por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), que dependen de factores difíciles de controlar a escala industrial como la aireación, la temperatura o la composición del residuo. Además, la presencia de plásticos compostables no degradados completamente, afecta negativamente a la calidad del compost y aumenta los rechazos. Aunque la normativa europea promueve alternativas sostenibles como el compostaje, la falta de datos a escala industrial dificulta una evaluación ambiental precisa. Por otro lado, aunque el compost aporta beneficios al suelo, su calidad variable y a menudo insuficiente, limita su uso agrícola. Nuevas investigaciones proponen composts bioactivados con microorganismos que mejoran el crecimiento vegetal, aunque su aplicación real aún es limitada. El proyecto COMPOST+ plantea una solución integral basada en herramientas biotecnológicas y químicas para reducir las emisiones de GEI y mejorar la calidad agronómica del compost. Para ello, se propone el uso de consorcios microbianos y nanopartículas metálicas encapsuladas, junto con la validación en condiciones reales a escala industrial, la validación de los compost obtenidos en cultivos a escala real y el análisis de ciclo de vida comparativo entre el proceso convencional y el mejorado, con el objetivo de incrementar la eficiencia y sostenibilidad del proceso de compostaje industrial de residuos orgánicos urbanos.

Palabras clave: compost, microorganismos, bioactivación, emisiones, ACV.

1. Introducción

La gestión de los residuos orgánicos urbanos en Europa constituye un desafío creciente, ya que, a pesar de generarse entre 118 y 138 millones de toneladas anuales, solo se recicla cerca del 40%. Aunque la Directiva 1999/31/CE fomenta la valorización de residuos biodegradables mediante tratamientos más sostenibles, como el compostaje, la evaluación de su impacto ambiental mediante el análisis de ciclo de vida (ACV) se ve limitada por la escasez de datos obtenidos en instalaciones industriales. Adicionalmente, la presencia de plásticos compostables que no alcanzan una degradación completa contamina la calidad del compost y aumenta los rechazos. El compostaje industrial, si bien es clave para la economía circular, presenta retos ambientales significativos

debido a la emisión de gases de efecto invernadero (GEIs), entre los cuales destaca el óxido nitroso (N_2O) por tener un potencial de calentamiento global 273 veces superior al del CO_2 (Ermolaev y col., 2015). Las emisiones de N_2O pueden representar hasta el 80% del impacto climático total del proceso de compostaje y se generan principalmente en los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación en condiciones de microambientes anaerobios bajo determinadas condiciones (alta concentración de nitrógeno y humedad elevada). Estas emisiones son altamente variables y dependen de factores como el tipo de residuo, la temperatura, aireación, la relación C/N y el diseño del proceso (Sánchez y col., 2015). Actualmente, no se ha implementado a escala industrial un sistema eficaz que permita mitigar estas emisiones sin comprometer la eficiencia del proceso biológico. Por lo tanto, existe una necesidad de implementar estrategias que permitan regular los procesos microbianos que conducen a la generación de N_2O (Cao y col., 2019). Además, las emisiones producidas durante el proceso de compostaje no solo contribuyen al impacto ambiental del proceso, sino que afectan la calidad final del compost disminuyendo las propiedades beneficiosas de un uso agrícola, como el aporte de nutrientes esenciales (N, P y K). Sin embargo, como la calidad agronómica del compost convencional suele ser limitada y variable, investigaciones recientes se han centrado en el desarrollo de compost funcionalizado o bioactivado con consorcios de microorganismos promotores del crecimiento vegetal capaces de mejorar la salud del suelo y el rendimiento de los cultivos, aunque la validación de estas estrategias en condiciones reales de campo sigue siendo insuficiente.

Por ello, el objetivo del proyecto COMPOST+ es el desarrollo de herramientas biotecnológicas y químicas para la mitigación de GEIs, especialmente de N_2O, mediante la formulación de consorcios microbianos moduladores del ciclo del N, así como diferentes nanopartículas metálicas encapsuladas en carbono capaces de capturar precursores como los nitratos, minimizando así la generación y posterior emisión de N_2O durante la desnitrificación.

2. Material y Métodos

El proyecto desarrolla herramientas biotecnológicas mediante la selección de cepas y formulación de consorcios microbianos con capacidad de reducir la emisión de GEIs durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos urbanos. Una vez seleccionadas las cepas, se realizaron pruebas compostaje a escala piloto (60 L) con diferentes residuos y estrategias de gestión, para evaluar el consorcio microbiano con mejores resultados. Paralelamente, se produjeron y evaluaron a escala laboratorio distintos tipos de nanopartículas metálicas, esencialmente Fe, encapsuladas en C y con diferentes tratamientos de activación, para determinar la formulación con mejor capacidad de interacción nanopartícula- contaminante del entorno que conduzca a una mayor mitigación de N_2O durante el proceso de compostaje.

Se utilizaron los consorcios microbianos y los encapsulados metálicos seleccionados en procesos de compostaje a escala industrial en las instalaciones de COMPOLAB-UMH, donde se realizó una evaluación de las emisiones de GEIs durante el proceso mediante el uso del detector óptico GASERA ONE®. Se realizó el seguimiento del proceso de compostaje mediante el registro de la temperatura y se realizaron volteos y riegos periódicos. Se calculó el índice EXI^2 (sumatorio cuadrático de la diferencia diaria entre la temperatura promedio de la pila y la temperatura ambiente), de forma asociada a cada muestreo para poder correlacionar el perfil térmico, según Vico y col. (2018). La calidad del material se evaluó en los materiales iniciales y en 4 fases del proceso: mezcla inicial (M1), termófila (M2), fin de la fase bio-oxidativa (M3) y madurez (M4). Por último, se realizará una validación agronómica del efecto de los compost mejorados mediante herramientas biotecnológicas y químicas sobre el desarrollo de cultivos a escala real.

3. Resultados y Discusión

3.1 Diseño y desarrollo de los procesos de compostaje a escala industrial

Se realizaron un total de 8 procesos de compostaje, divididos en 2 bloques experimentales. El Bloque 1 combinaba diferentes porcentajes de los materiales a compostar: 100% poda urbana (Pila 1A), 66% de poda y 34% de FORS (Pila 1B), 50% de poda y 50% de FORS (Pila 1C), 34% de poda y 66% de FORS (Pila 1D y 2A) y 100% de FORS (Pila 1E); mientras el Bloque 2 utilizaba una proporción de 34% de poda y 66% de FORS y evaluaba el uso del consorcio microbiano (10^5 UFCs, Pila 2B), el aditivo de nanopartículas encapsuladas (0,05%, Pila 2C) y la mezcla de ambas herramientas (Pila 2D). La Tabla 1 muestras las principales características térmicas hasta el día 60 de cada proceso de compostaje estudiado. Se ha observado que el aumento del porcentaje de FORS en las mezclas favoreció la actividad microbiana y, por lo tanto, el desarrollo térmico del proceso, mientras que la pila formada únicamente por poda fue la que menor actividad presentó debido a su alto contenido lignocelulósico. La incorporación del aditivo (Pila 2B) pareció inducir una ligera estimulación de la actividad del proceso (temperatura media, máxima y mínima superior a 2A), mientras que la sólo inoculación (Pila 2C) produjo un aumento más acusado de la temperatura media, mínima y EXI^2, indicando una posible aceleración de la degradación de la MO y más estabilidad a lo largo del proceso. Por último, la Pila 2D donde se aplicaron conjuntamente aditivo-inóculo, obtuvo los valores más altos de temperatura media y EXI^2, lo que podría demostrar una sinergia entre ambos tratamientos.

Tabla 1. Características térmicas de los procesos estudiados.

ID Pila	Temperatura media (ºC)	Temperatura máxima (ºC)	Temperatura mínima (ºC)	EXI^2
1A	36,8 a	54,2 a	22,8 b	1258 a
1B	46,4 b	76,5 d	24,7 b	3265 d
1C	48,2 bc	70,9 c	26,6 b	2654 c
1D-2A	49,9 c	70,7 c	23,5 b	2637 c
1E	46,4 b	63,1 b	17,9 a	1913 b
p-valor	***	***	**	***
1D-2A	49,9 a	70,7 ab	23,5	2637 ab
2B	50,8 ab	73,2 c	27,7	2888 c
2C	52,9 bc	69.7 a	30,8	2525 a
2D	54,4 c	71,5 b	28,9	2711 b
p-valor	**	***	ns	***

, * indican diferencias significativas entre tratamientos a $p < 0,01$ y $p < 0,001$ respectivamente. ns: diferencias no significativas. Letras distintas dentro de una misma columna indican diferencias significativas según la prueba LSD de Fisher ($p < 0,05$). Los valores representan la media ($n = 3$).

3.2 Evaluación de las emisiones de GEIs

La Tabla 2 muestra los valores acumulados de emisión GEIs registradas en cada pila hasta el día 63 de proceso. Las emisiones de N_2O aumentaron en las pilas con FORS (1B a 1E) respecto a la pila de solo poda (1A), debido al mayor aporte de N fácilmente mineralizable que favorece los procesos de nitrificación-desnitrificación que favorecen la emisión de N_2O. Las emisiones de CH_4 también aumentaron con la proporción de FORS en la mezcla, probablemente debido a la falta de porosidad y a la formación de zonas anaerobias al disminuir el material estructurante. Hasta el momento, la adición de aditivo o consorcio microbiano no pareció tener efecto sobre la emisión de

N_2O (Pilas 2A a 2D), aunque la aplicación del consorcio microbiano sí que disminuyó drásticamente la emisión de CH_4 y CO_2 y, por lo tanto, el potencial de calentamiento global. En este caso, la combinación aditivo-inóculo (Pila 2D) no mejoró los resultados obtenidos con el consorcio solo, lo que nos puede indicar que el beneficio observado se asocia principalmente al efecto del consorcio microbiano.

Tabla 2. Valores acumulados de emisión de GEIs en las pilas estudiadas hasta el día 63 de proceso.

ID pila	kg N_2O-N ton^{-1}	kg CH_4-C ton^{-1}	kg CO_2-C ton^{-1}	CO_2eq (kg ton^{-1})
1A	5,2 a	0,03 a	15 a	3 a
1B	14,7 b	0,28 b	77 c	16 b
1C	17,4 c	0,73 c	43 b	34 c
1D-2A	16,2 bc	1,34 d	180 c	56 d
1E	16,1 bc	1,59 e	172 c	65 e
p-valor	***	***	***	***
1D-2A	16,2	1,34 c	180 c	56 c
2B	17,9	0,52 b	119 b	30 b
2C	19,4	0,20 a	37 a	20 a
2D	18,0	0,63 b	114 b	32 b
p-valor	*ns*	****	***	***

*** indican diferencias significativas entre tratamientos a $p < 0,001$. ns: diferencias no significativas. Letras distintas dentro de una misma columna indican diferencias significativas según la prueba LSD de Fisher ($p < 0,05$). Los valores representan la media ($n = 3$).

4. Conclusiones

El aumento de la proporción de FORS favoreció la actividad biológica del proceso, incrementando las temperaturas y los valores de EXI^2, aunque también dio lugar a mayores emisiones de GEI. La mezcla con 34 % de poda y 66 % de FORS presentó el mejor comportamiento térmico, mientras que la inoculación con el consorcio microbiano permitió mantener una elevada actividad biológica y reducir significativamente las emisiones de CH_4 y el potencial de calentamiento global (CO_2eq). Estos resultados sugieren que la aplicación del consorcio microbiano constituye una estrategia prometedora para mejorar la eficiencia ambiental del compostaje de residuos orgánicos urbanos.

5. Bibliografía

Cao, Y., Wang, X., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., Sommer, S. G., Ma, L. 2019. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: a meta-analysis. *J. Clean. Prod.*, *235*, 626-635.

Ermolaev, E., Jarvis, Å., Sundberg, C., Smårs, S., Pell, M., Jönsson, H. 2015. Nitrous oxide and methane emissions from food waste composting at different temperatures. Waste Manag. 46, 113-119.

Sánchez, A., Artola, A., Font, X., Gea, T., Barrena, R., Gabriel, D., Mondini, C. 2015. Greenhouse gas emissions from organic waste composting. *Environ. Chem. Lett.* 13, 223-238.

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

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por ha sido financiado por IVACE+i Innovación (Agència Valenciana de la Innovació - AVI) y cofinanciado por la Unión Europea a través del Programa Comunitat Valenciana FEDER 2021-2027, en el marco del proyecto COMPOST+, INNEST/2025/110.

REVOLUCIÓN EN LAS GRANJAS: LA TECNOLOGÍA QUE CAPTURA EL AMONIACO Y LO TRANSFORMA EN FERTILIZANTE GRACIAS AL PROYECTO LIFE GREEN AMMONIA

María Cruz García-González[1], Paula Calvo de Diego[1], Ernesto Gómez Sobrino[1], Elisa Herrero de San Luis[1], Mercedes Sánchez Báscones[1], Beatriz Molinuevo Salces[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.

Resumen: El proyecto LIFE Green Ammonia tiene como objetivo reducir las emisiones de amoniaco (NH_3) en explotaciones ganaderas y recuperar nitrógeno en forma de fertilizante mediante la tecnología de membranas permeables a gases (GPM). La tecnología permite capturar el NH_3 del aire de las naves ganaderas y transferirlo a una solución de ácido sulfúrico 1 N, produciendo sulfato amónico, fertilizante aplicable en agricultura como fertilizante nitrogenado. En este trabajo se evaluaron dos equipos, uno instalado en una granja de cebo porcino en Segovia (España) y el otro en una granja de pollos de engorde en Lisboa (Portugal), evaluándose y optimizándose en condiciones reales durante 15 meses. En porcino, la eficiencia de recuperación de amoniaco mostró una marcada variación estacional, con valores medios del 67,8% en verano, 46,0% en otoño y 52,5% en invierno, evidenciando la influencia de la temperatura y la ventilación. En avicultura de carne, la recuperación presentó una alta variabilidad asociada al ciclo productivo: valores medios iniciales bajos cuando los pollos eran pequeños (40%), que aumentaron progresivamente hasta un valor promedio de 60% con valores máximos de 70%, durante su crecimiento, para descender posteriormente debido al incremento de la ventilación en las fases finales del engorde. En conjunto, los resultados confirman la validación de la tecnología GPM en un nivel de madurez tecnológica TRL9 para la mitigación de emisiones de NH_3 y la recuperación eficiente de nitrógeno en condiciones reales, generando además sulfato amónico valorizable como fertilizante.

Palabras clave: membranas permeables, purín, gallinaza, captura de nutrientes, bioeconomía.

1. Introducción

El amoníaco (NH_3) es un gas irritante y potencialmente tóxico que se origina a partir de la degradación microbiológica de los compuestos nitrogenados presentes en las deyecciones ganaderas, especialmente la urea y el ácido úrico y las fracciones proteicas no digeridas. En la UE, alrededor del 94 % de las emisiones antropogénicas de amoníaco provienen del sector agrícola, y aproximadamente el 75 % de ellas se origina en la producción ganadera. Dentro de este ámbito, el bovino y el porcino constituyen las fuentes más importantes de emisiones de este gas, seguido del avícola, cuando se considera todo el ciclo de manejo del estiércol —es decir, el alojamiento de los animales, el almacenamiento y la aplicación del purín y el estiércol a los cultivos (UNECE 2020).

Estas emisiones continúan siendo un desafío relevante para la UE, ya que un tercio de los Estados miembros aún tiene dificultades para alcanzar reducciones significativas, y desde 2005 los niveles de emisión apenas han disminuido en un 10% en el conjunto de la UE (EC 2021). Esta situación pone de manifiesto la necesidad de reforzar las políticas dirigidas al sector agrícola, principal responsable de dichas emisiones. Según la Directiva (UE) 2016/2284, nueve Estados

miembros deben realizar esfuerzos adicionales para cumplir sus compromisos nacionales de reducción para el periodo 2020–2029, mientras que un 66 % necesitará aplicar nuevas medidas para alcanzar los objetivos fijados para 2030 (EC 2021).

En este contexto, LIFE Green Ammonia es un proyecto demostrativo, cuyo principal objetivo es el diseño, construcción y seguimiento de un equipo basado en la tecnología de membranas permeables a los gases para la captura de NH_3 del interior de las naves ganaderas, reduciendo así las emisiones. En este trabajo se presentan los resultados de la monitorización del equipo en una granja de porcino en Segovia y una de pollos en Portugal.

2. Material y Métodos

La toma de datos y las variables medidas para realizar el seguimiento del equipo y determinar el rendimiento de captura de amoniaco han sido las siguientes: caudal de aire que entra al equipo, medido mediante un caudalímetro; concentración de amoniaco en el aire que entra al equipo, medido mediante un sensor de amoniaco instalado antes de la entrada de aire a las membranas; concentración de amoniaco en el aire que sale del equipo una vez tratado, medido mediante un sensor de amoniaco; concentración de N amoniacal en el ácido, para lo cual se han recogido muestras de ácido del equipo para su análisis en el laboratorio; pH del ácido, medido mediante un sensor de pH instalado en el tanque principal del ácido; volumen del ácido, medido mediante un sensor de nivel en el tanque de ácido. Los análisis de N amoniacal se han realizado mediante un equipo de destilación Kjeldahl (APHA 2005).

Descripción del equipo: En la figura 1 se presenta el equipo que consta de una tubería de entrada del aire de las naves al sistema en cuyo interior se localiza el ventilador helicocentrífugo. Acoplada a dicha tubería se encuentra el caudalímetro que mide el caudal de aire que entra al sistema, así como un sensor de amoniaco. El equipo consta de 4 cubetas donde se disponen las membranas y el ácido de captura de amoniaco y un sensor de amoniaco localizado al final de la línea de aire para registrar la concentración de amoniaco que sale del sistema. El aire cargado de amoniaco discurre por el interior de las membranas que están sumergidas en el ácido, la transferencia del amoniaco se realiza desde el interior hacia fuera de las membranas. El equipo dispone además de un sistema automático de recogida de datos. Los datos de porcentaje de recuperación se han calculado en función del N que entra al equipo y el N fijado en el ácido.

3. Resultados y Discusión

En la figura 2 se muestran los resultados obtenidos en la granja porcina. Se observa que la eficiencia de recuperación de N amoniacal varió en función del periodo estacional. Los valores más altos se registraron en verano con una media de captura de amoniaco del 67,8%, coincidiendo con mayores entradas de amoníaco. En otoño hubo más variabilidad con una media de amoniaco capturado del 46,0%, y durante el invierno, aunque la entrada de amoníaco fue menor, la eficiencia se mantuvo moderada y estable, con una media del 52,5%.

En la figura 3 se muestran los resultados obtenidos en la granja de pollos. En este caso la captura de amoniaco está más relacionada con los ciclos de crecimiento de los pollos, y con la ventilación de la nave. Para valores de entrada de amoníaco bajos (<1000 mg N·día^{-1}), la eficiencia de captura se situó en torno al 40%; para cargas intermedias (1000–3000 mg N·día^{-1}), las eficiencias medias se estabilizaron alrededor del 60%; mientras que en condiciones de alta carga de amoniaco (>3000

mg N·día⁻¹), la eficiencia media aumentó hasta valores cercanos al 70%, evidenciando un mejor rendimiento del sistema al incrementarse la carga de entrada de amoniaco.

Figura 1. Equipo de captura de amoniaco instalado en la granja de porcino de Segovia.

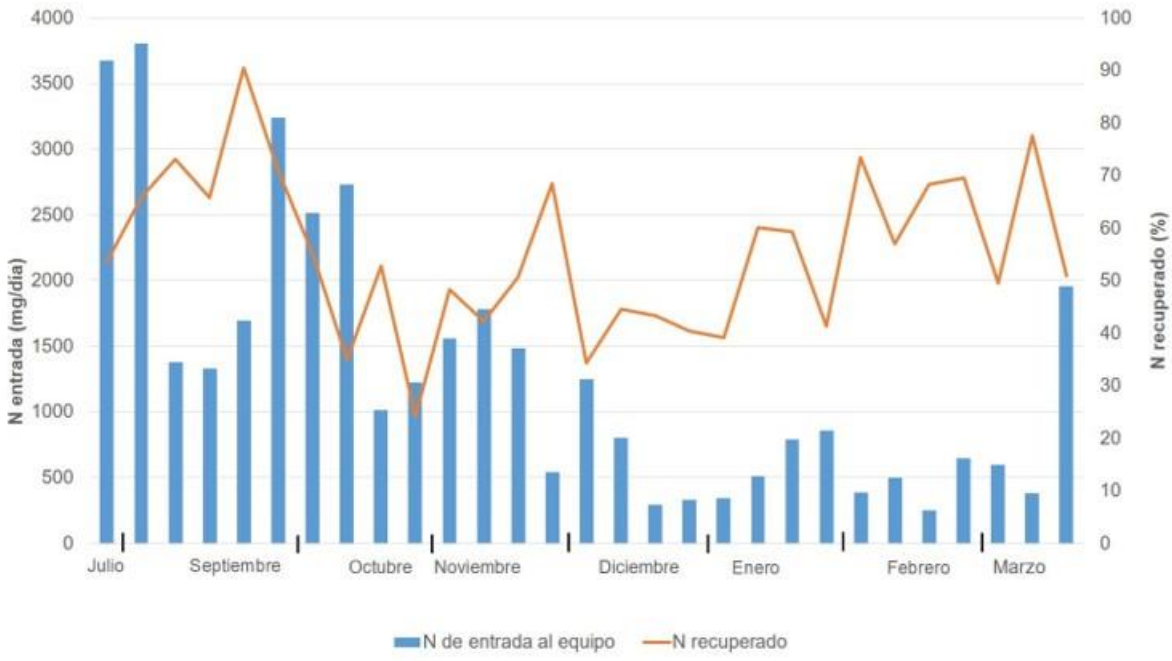


Figura 2. Evolución de la recuperación de nitrógeno amoniacal y de la entrada de amoniaco al equipo de gases en la granja porcina.

La inversión de la configuración de los flujos de aire y ácido incrementó la transferencia de N del aire al ácido lo cual ha supuesto una mejora sustancial respecto del prototipo anterior (Life Ammonia Trapping); mayor captura de N en menos tiempo, mantenimiento más sencillo y menor coste, lo cual es un avance para la implementación de la tecnología en las granjas.

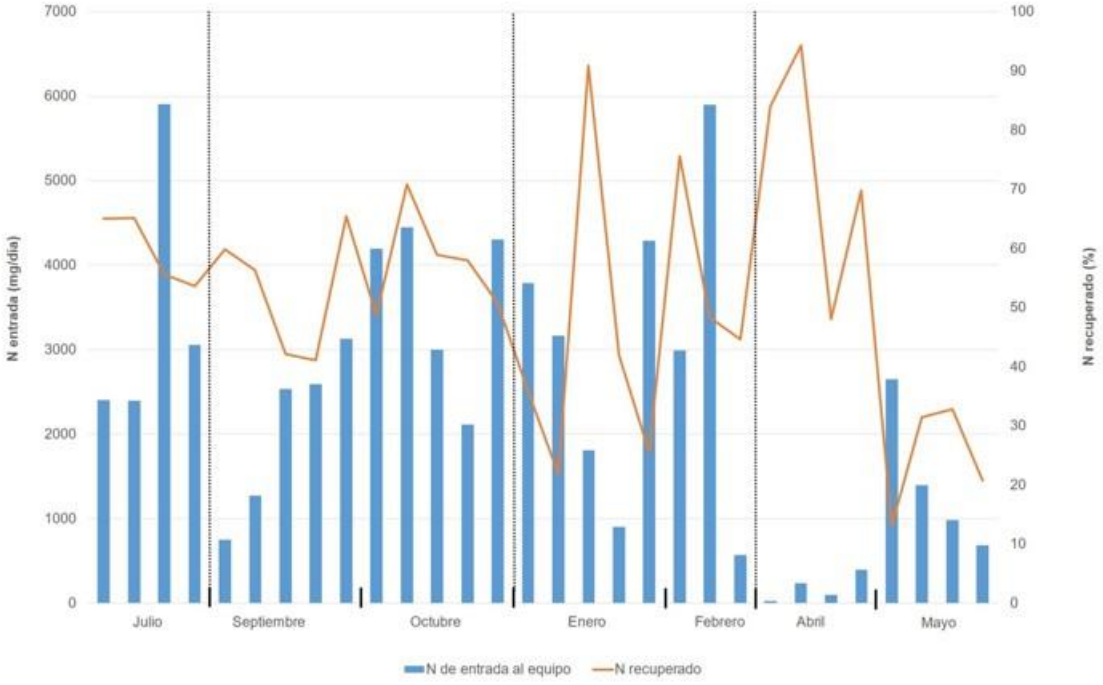


Figura 3. Evolución de la recuperación de nitrógeno amoniacal y de la entrada de amoniaco al equipo de gases en la granja de pollos. Las líneas discontinuas representan los ciclos de engorde (3,5 ciclos).

4. Conclusiones

El rendimiento del equipo estuvo relacionado con la disponibilidad de amoniaco en el aire tratado. En caso de la granja porcina, durante el verano se registraron simultáneamente las mayores concentraciones de amoniaco en la nave y las mayores eficiencias de recuperación; mientras que en la granja de pollos el rendimiento del equipo estuvo principalmente condicionado por la evolución de los ciclos productivos (mayores emisiones con pollos más grandes) y por la gestión de la ventilación de la nave (mayor ventilación al final del ciclo y menor captura de amoniaco).

5. Bibliografía

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twenty- first ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.

European Commission 2021, Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and The Committee of the Regions. Pathway to a Healthy Planet for all. EU Action Plan: Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil (COM(2021) 400 final).

UNECE. Assessment Report on Ammonia 2020. Geneva: United Nations Economic Commission for Europe; 2020.

6. Agradecimientos

Este proyecto está financiado a través de las Convocatoria Life de la Union Europea a través del Proyecto Life+ GREEN AMMONIA (LIFE20-ENV/ES/000858), B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

EFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR EN EL COMPOSTAJE DE ALPERUJO: RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS E IMPLICACIONES EN LA EMISIÓN DE COMPUESTOS OLOROSOS

Ángel Carrascosa-Robles[1], Miguel García-Rollán[2], Manuel Toledo[2], Mª Carmen Gutiérrez[2], Margarita Ros[1], José A. Pascual[1], Mª Ángeles Martín[2]

[1] Departamento de Conservación de Suelos y Aguas y Gestión de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), Murcia 30100, España.
[2] Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Área de Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA), Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales, Córdoba, España.

Resumen: El alperujo, principal subproducto de la industria oleícola, supone un desafío ambiental por su elevada carga orgánica y la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs), algunos, responsables de olores. En este estudio se evaluó el efecto de la adición de biochar derivado de madera de olivo (5% p/p) durante el compostaje de AL (65% p/p) mezclado con paja como material estructurante, en sistemas con volteo mecánico. El objetivo fue analizar la dinámica de emisiones gaseosas y la evolución de las propiedades fisicoquímicas y bacterianas del proceso. El compostaje se estudió a escala de laboratorio en sistemas isotermos que reprodujeron las fases mesófila inicial, termófila y mesófila final, seguidas de una etapa de maduración en bandejas de gran superficie. Durante el proceso se monitorizaron parámetros fisicoquímicos y las comunidades bacterianas y fúngicas, así como la composición de los efluentes gaseosos, incluyendo un análisis detallado de los COVs. Los resultados mostraron cómo la incorporación de biochar mejoró la evolución del compostaje, acelerando y manteniendo una adecuada dinámica térmica y favoreciendo la estabilización e higienización del material. Además, se observó una reducción significativa de las emisiones de COVs, especialmente durante la fase termófila, crítica en la generación de compuestos odoríferos. Este efecto se atribuye, entre otros, a la capacidad adsorbente del biochar, que actúa como sumidero de compuestos volátiles incluso a bajas dosis. Asimismo, se detectaron cambios en las comunidades bacterianas y fúngicas, con taxones indicadores y variaciones funcionales potencialmente asociadas a la reducción de compuestos odoríferos, evidenciando que el biochar mejora la sostenibilidad del compostaje de alperujo.

Palabras clave: Compostaje, biochar, funcionalidad microbiana, higienización, emisión odorífera.

1. Introducción

El crecimiento demográfico, el cambio climático y la intensificación agroindustrial exigen una gestión sostenible de los residuos orgánicos. En España, la valorización del alperujo, subproducto mayoritario de la industria oleícola, es prioritaria. Sin embargo, su elevada humedad y materia orgánica, sumadas a la presencia de grasas, compuestos fenólicos, nitrógeno y potasio, limitan su aplicación directa al suelo. Ante este escenario, el compostaje destaca como una de las estrategias de tratamiento y valorización biológica más viables y sostenibles (Ruiz-Castilla y col., 2025a). En este contexto, la incorporación de materiales estructurantes, como la paja, puede favorecer el proceso de compostaje al mejorar la estructura física y la aireación de la mezcla, optimizar la relación carbono/nitrógeno y contribuir al aporte de potasio, incrementando así el valor agronómico de la enmienda orgánica final. Asimismo, en los últimos años ha cobrado interés el uso de biochar como aditivo en procesos de compostaje debido a su elevada estabilidad, porosidad y capacidad de retención de nutrientes y agua. Así, el uso de biochar obtenido a partir de residuos lignocelulósicos como el tocón de olivo procedente de la industria del cultivo del olivar promovería estrategias de economía circular y valorización integral de residuos agrícolas (Olivera-Begué y col., 2026). Por tanto, dada la necesidad de desarrollar alternativas sostenibles para la gestión de residuos agroindustriales, el objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad técnica del compostaje de alpeorujo empleando paja como material estructurante e incorporando biochar obtenido a partir de

tocón de olivo, analizando su efecto sobre el compostaje mediante el seguimiento de variables fisicoquímicas, respirométricas, microbiológicas y olfatométricas.

2. Materiales y Métodos

2.1 Descripción de las materias primas y del sistema experimental

Las materias primas evaluadas fueron: *(1)* alperujo, suministrado por la empresa COVIDESA S.A., *(2)* paja agrícola, suministrada por la empresa Ecoenergía de los Pedroches y *(3)* biochar de tocón de olivo, suministrado por la empresa Euthenia Energy, todas ellas pertenecientes a la provincia de Córdoba. Para evaluar su compostaje, se prepararon dos mezclas con una proporción invariante de alperujo (65% sobre peso fresco), resultando la Exp. 1 ($AL_{65\%}$, $P_{35\%}$, $B_{0\%}$) y la Exp. 2 ($AL_{65\%}$, $P_{30\%}$, $B_{5\%}$), en las que AL, P y B se corresponden con alperujo, paja agrícola y biochar, respectivamente.

El proceso de compostaje se llevó a cabo a escala de laboratorio utilizando dos vasos Dewar de 4 L de capacidad, uno para cada mezcla experimental. Se realizó un seguimiento de la temperatura del material compostable y ambiente usando una sonda de temperatura PT100 conectada a un Data Logger. El material fue volteado a los 10 y 30 días del inicio del proceso de compostaje. Para evaluar las emisiones odoríferas generadas en el proceso, se incluyó una tubería perforada en cada vaso Dewar, que permitió la captura de muestra gaseosa durante el compostaje. Posteriormente, se llevó a cabo una etapa final en bandejas para terminar de higienizar y madurar el material.

2.2 Seguimiento del proceso de compostaje

La caracterización fisicoquímica de las materias primas y muestras compostables fue determinada según la metodología propuesta por The U.S. Department of Agriculture and The US Composting Council (2002). Además, la estabilidad microbiológica se determinó con el uso de un respirómetro estático en fase líquida cuantificando la velocidad máxima de consumo de oxígeno ($VECO_{max}$, mg O_2/g SV·h) y el su consumo acumulado en 20 horas (CAO_{20}, mg O_2/g SV).

Se tomaron muestras de las emisiones gaseosas generadas analizando: *(1)* la concentración de olor (ou_E/m^3) mediante olfatometría dinámica utilizando un olfatómetro modelo TO8 *(ECOMA GmbH, Alemania)* y *(2)* la concentración total de COV_T mediante cromatografía de gases ultrarrápida con un equipo Vigi e-nose *(Chromatotec, Francia)*. Asimismo, se determinaron las correspondientes tasas de emisión específica (ou_E/día·t). Las muestras, tomadas en bolsas de Nalophan® de 8 L de capacidad, se almacenaron por un periodo inferior a 6 horas antes de su análisis, realizándose todas las determinaciones por duplicado.

2.3 Extracción y procesamiento del ADN

El ADN metagenómico extraído (0,2 g; DNeasy PowerSoil Pro) y purificado (QIAquick Gel Extraction) se secuenció mediante Illumina MiSeq tras la amplificación por PCR de las regiones 16S rRNA (cebadores 341F/806R) e ITS2 (ITS2-fiTS7/ITS4). El procesamiento bioinformático en DADA2 (v1.22) permitió resolver ASVs bacterianos y fúngicos. Las secuencias fúngicas fueron además pretratadas con ITSxpress/cutadapt y se agruparon posteriormente en OTUs (97% de identidad) con vsearch. La asignación taxonómica se realizó mediante SILVA (v138.1) y UNITE (v9.0), y el perfilado funcional con FAPROTAX y FungalTraits. En R (v4.1.2), se modelaron los efectos del tratamiento, el tiempo y su interacción mediante modelos lineales mixtos. La diversidad alfa (riqueza y Shannon) y la estructura comunitaria (PCoA, Bray-Curtis) se evaluaron mediante PERMANOVA, correlacionando los perfiles microbianos con variables fisicoquímicas y emisiones gaseosas mediante dbRDA.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización fisicoquímica de las materias primas y mezclas iniciales

Con objeto de evaluar la viabilidad de las materias primas para su uso en compostaje, se analizaron sus principales características fisicoquímicas (**Tabla 1**). El alperujo presentó un pH ligeramente ácido debido a su almacenamiento en balsa, mientras que la paja y el biochar

mostraron valores próximos a la neutralidad y carácter alcalino respectivamente, lo que podría contribuir a amortiguar la acidez inicial de la mezcla durante el proceso de compostaje. En cuanto a la humedad, el alperujo registró un contenido muy elevado (79,15%), frente a los bajos valores del biochar y la paja, lo que permitiría equilibrarla y favorecer una adecuada aireación del material a compostar. Por otro lado, la conductividad eléctrica, superior en el alperujo, reveló una mayor concentración de sales solubles en esta materia prima. Asimismo, la relación C/N mostró diferencias importantes entre materiales, presentando valores adecuados en el alperujo y muy elevados en el biochar y, especialmente, en la paja, materiales caracterizados por su elevado contenido en carbono y su degradación más lenta. Esta complementariedad composicional resulta favorable para el ajuste de la relación C/N de las mezclas de compostaje. Además, los tres subproductos presentaron altos contenidos de materia orgánica y sólidos volátiles, reflejando un elevado potencial biodegradable. Finalmente, el alperujo destacó como la principal fuente de nitrógeno y fósforo, mientras que el biochar y la paja aportarían carbono y contribuirían a mejorar la estructura física de la mezcla, favoreciendo la estabilidad y calidad del compost final. En cuanto a las características texturales del biochar, este presentó una superficie específica BET de 2 m^2/g, valor bajo y acorde con las condiciones de preparación y la naturaleza lignocelulósica del material de partida.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las materias primas.

VARIABLES*	ALPERUJO	BIOCHAR	PAJA
pH	5,32 ± 0,01	9,00 ± 0,01	6,39 ± 0,01
Conductividad (µS/cm)	2210 ± 20	179 ± 0,58	1542 ± 9
Humedad (%)	79,15 ± 0,03	4,45 ± 0,09	9,21 ± 0,50
C/N	28	71	315
Materia orgánica (MO, %)	63	61	60
Sólidos Minerales (SM, %)	6,20 ± 0,30	9,10 ± 0,70	11,75 ± 0,10
Sólidos Volátiles (SV, %)	93,80 ± 0,10	90,90 ± 0,50	88,25 ± 0,10
$N\text{-}NH_4^+$ (%)	0,14 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,11 ± 0,01
N-NTK (%)	1,31 ± 0,21	0,50 ± 0,02	0,11 ± 0,01
$P\text{-}P_2O_5$ (%)	0,31 ± 0,01	0,20 ± 0,01	0,06 ± 0,01

*A excepción de la humedad y el pH, los datos están expresados en base seca (Nitrógeno Total Kjeldahl, N-NTK).

En base a la caracterización de las materias primas iniciales se seleccionaron las relaciones másicas de mezclado. Las mezclas, Exp. 1 y 2, presentaron condiciones adecuadas para el compostaje, con valores de pH en torno a 6, humedades del 60% y relaciones C/N de 22 y 19 respectivamente, parámetros considerados óptimos para favorecer actividad microbiana y garantizar un correcto desarrollo del proceso de compostaje. En cuanto a las variables respirométricas, ambas mezclas mostraron elevada biodegradabilidad y adecuado potencial para su valorización mediante compostaje, siendo $VECO_{max}$ de 22 y 65 mg O_2/g SV·h y CAO_{20} 141 y 253 mg O_2/g SV, respectivamente.

3.2 Seguimiento del proceso de compostaje

La presencia de biochar en la mezcla compostable permitió alcanzar mayores temperaturas durante la fase activa del compostaje, lo que indica una actividad microbiana más intensa. Este comportamiento podría estar relacionado con una mejora de las condiciones del proceso y una degradación más eficiente de la materia orgánica en comparación con el tratamiento sin biochar.

Las **Figuras 1a** y **b** muestran la evolución de las pérdidas acumuladas de SV y N-NTK durante el compostaje en ambos experimentos. El tratamiento con biochar (Exp. 2) presentó una degradación más rápida en las primeras etapas, reflejada en mayores pérdidas iniciales de SV y N-NTK respecto al Exp. 1. Este comportamiento podría estar asociado a un efecto positivo del biochar sobre las condiciones del proceso, favoreciendo una estabilización más rápida de la mezcla. Sin embargo, durante la etapa de maduración las pérdidas de SV continuaron incrementándose en el Exp. 1,

mientras que en el Exp. 2 tendieron a estabilizarse, sugiriendo que una mayor fracción de la materia orgánica biodegradable fue degradada en las fases iniciales del compostaje cuando se incorporó biochar. En la **Figura 1c**, las emisiones de COV_T mostraron sus valores máximos entre los 30–40 días, alcanzándose antes en la mezcla que contiene biochar (Exp.2). Sin embargo, en el caso de las emisiones de olor, las concentraciones determinadas mediante olfatometría dinámica (ou_E/m^3) se mantuvieron inferiores durante todo el proceso en el experimento con biochar. De forma consistente, la máxima tasa de emisión específica registrada fue de 875 ou_E/día·t en el Exp. 2, frente a 1410 ou_E/día·t en el Exp. 1.

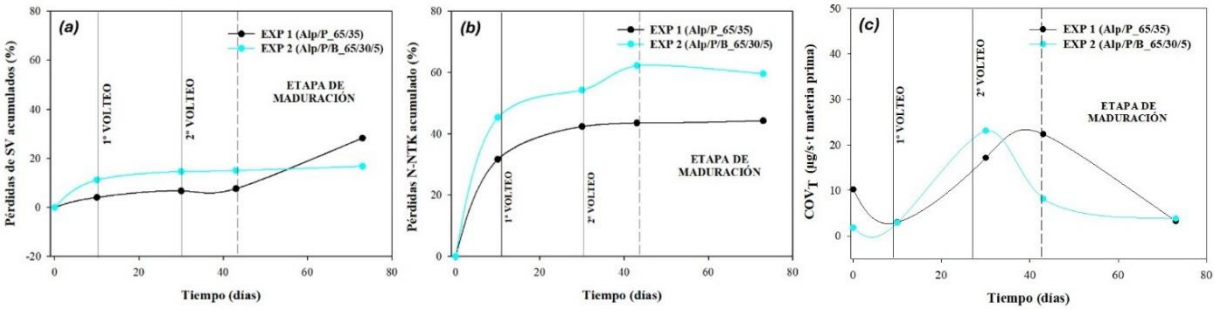


Figura 1. Pérdidas acumuladas de **(a)** SV, **(b)** N-NTK y **(c)** emisión de COV_T durante el proceso de compostaje.

El compostaje de alperujo implica una sucesión bacteriana especializada que mitiga su fitotoxicidad. La fase termófila está dominada por Bacillota termotolerantes (*Bacillus*, *Geobacillus*), productores de celulasas y proteasas que degradan polisacáridos y proteínas vegetales. Al enfriarse la matriz, los Actinomycetota proliferan y secretan lacasas y peroxidasas que degradan la lignina recalcitrante y los polifenoles tóxicos. Finalmente, durante la maduración, Pseudomonadota y Bacteroidota asimilan los compuestos remanentes de bajo peso molecular. Esta sucesión en las comunidades activa rutas enriquecidas de degradación de carbohidratos, lípidos y xenobióticos, transformando el residuo tóxico en una enmienda orgánica estable (Ruiz-Castilla y col., 2025b).

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos a escala de laboratorio confirmaron la viabilidad de valorizar el alperujo mediante compostaje, así como el efecto beneficioso de la incorporación del biochar en el proceso, poniéndose de manifiesto una aceleración de la actividad microbiana en la etapa hidrolítica y contribuyendo a la reducción de las emisiones odoríferas generadas.

5. Bibliografía

Olivera-Begué, E., González, D., Kaal, J., Camps-Arbestain, M., Sánchez, A., 2026. Full-scale co-composting of low-biodegradable digestate from the source-selected organic fraction of municipal solid waste with wood-derived biochar: Insights on process performance, gaseous emissions, and engineering implications. Results in Engineering 29, 109494.

Ruiz-Castilla, F.J., Gutiérrez, M.C., Siles, J.A., Chica, A.F., Martín, M.A., 2025a. The role of Andalusian agri-food waste co-composting in greenhouse gas emissions. Bioresource Technology Reports 31, 102196.

Ruiz-Castilla, F.J., Barbudo-Lunar, M., Gutiérrez, M.C., Michán, C., Martín, M.Á., Alhama, J., 2025b. Storage of alperujo influences composting performance: Insights into gaseous emissions and functional metagenomics. Journal of Environmental Management 392, 112345.

The US Department of Agriculture, The US Composting Council, 2002. Test Methods for the Examination of Composting and Compost (TMECC). Edaphos International, Houston, TX, USA.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero de la Agencia Estatal de Investigación (AEI) mediante el proyecto PID2024-156093OB-I00, correspondiente a la convocatoria 2024 de Proyectos de Generación de Conocimiento.

INFLUENCIA DEL ALMACENAMIENTO DEL ALPERUJO EN LA DINÁMICA MICROBIANA/BACTERIANA DURANTE EL COMPOSTAJE

M. Ángeles Martín[1], Francisco J. Ruiz-Castilla[1], Marina Barbudo-Lunar[2], M. Carmen Gutiérrez[1], Carmen Michán[2], José Alhama[2]

[1] Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Area de Ingeniería Química. Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA). Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario CeiA3, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales, Edificio Marie Curie, 14071, Córdoba, España

[2] Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario CeiA3, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales, Edificio Severo Ochoa, 14071, Córdoba, España

Resumen: El alperujo (AL), principal subproducto generado por la industria oleícola, constituye un importante desafío ambiental en las regiones mediterráneas, aunque también representa una oportunidad para su valorización mediante compostaje. En este trabajo se evaluó la influencia del tiempo de almacenamiento del AL (3 y 6 meses) sobre la dinámica bacteriana durante el compostaje y su repercusión en la evolución del proceso. Para ello, se analizaron muestras representativas de las fases inicial, termófila y mesófila mediante secuenciación masiva del gen ARNr 16S, seguida de análisis de diversidad y predicción funcional mediante FAPROTAX. Los resultados mostraron que el almacenamiento previo condicionó significativamente la estructura inicial de las comunidades bacterianas y su evolución posterior. Durante el compostaje se observó una sucesión microbiana asociada a las distintas fases térmicas, con comunidades dominadas principalmente por Bacillota y Actinomycetota. La fase termófila favoreció la selección de microorganismos termotolerantes, mientras que en la fase mesófila final se produjo un incremento significativo de la diversidad bacteriana. El análisis funcional reveló una transición desde funciones asociadas a la fermentación y la fototrofia hacia rutas metabólicas relacionadas con la degradación de celulosa, xilanos, compuestos aromáticos e hidrocarburos. Asimismo, el tratamiento elaborado con AL almacenado durante 3 meses presentó menores emisiones de CO_2, CH_4, N_2O y NH_3, así como un mayor rendimiento de compostaje que el compost elaborado con AL almacenado durante a un tiempo más largo de 6 meses. Estos resultados ponen de manifiesto el papel del bacterioma en la eficiencia e impacto ambiental del compostaje del AL.

Palabras clave: Alfa-diversidad; Bacterioma; FAPROTAX; Funcionalidad microbiana; Secuenciación 16S.

1. Introducción

El alperujo (AL) es el principal subproducto generado durante la extracción de aceite de oliva mediante el sistema de dos fases. Debido a su elevado contenido en materia orgánica, humedad y compuestos fenólicos, su gestión representa un importante reto ambiental en los países mediterráneos. El compostaje constituye una alternativa sostenible para su valorización, al permitir obtener una enmienda orgánica estable y reducir el impacto asociado a su acumulación.

La actividad microbiana juega un papel fundamental durante el compostaje, ya que es responsable de la degradación de la materia orgánica y de la transformación de nutrientes. Diversos estudios han demostrado que la composición y funcionalidad de las comunidades bacterianas varían a lo largo del proceso en función de las características del sustrato y de las condiciones ambientales (Insam y col., 2010; Wang y col., 2018). Sin embargo, aunque el almacenamiento

previo del alperujo en balsas de evaporación es una práctica habitual en la industria oleícola, existe poca información sobre su influencia en la dinámica microbiana posterior durante el compostaje.

La hipótesis de este trabajo se basa en que el tiempo de almacenamiento del AL modifica la estructura inicial del bacterioma y condiciona su evolución durante el compostaje. Por ello, como objetivo se planteó evaluar la influencia de dos periodos de almacenamiento (3 y 6 meses) sobre la composición, diversidad y capacidad funcional de las comunidades bacterianas, así como su relación con las emisiones gaseosas generadas durante el proceso.

2. Material y Métodos

Se evaluó la influencia del tiempo de almacenamiento del alperujo (AL) sobre la dinámica bacteriana durante el compostaje en dos condiciones experimentales: AL almacenado durante 3 meses (Set A) y AL almacenado durante 6 meses (Set B). En ambos casos, el AL se mezcló con poda vegetal utilizada como material estructurante en una proporción 3:1 (AL:Poda, peso húmedo). El compostaje se realizó a escala piloto en las instalaciones de la Universidad de Córdoba, realizándose muestreos representativos al inicio del proceso, durante la fase termófila y en la fase mesófila final.

La estructura de las comunidades bacterianas se analizó mediante secuenciación del gen que codifica para el ARNr 16S. A partir de los datos obtenidos, se determinó la composición taxonómica de las comunidades bacterianas y se calcularon varios índices de alfa-diversidad. Asimismo, se realizó una predicción funcional mediante la base de datos FAPROTAX para identificar las principales rutas metabólicas asociados al proceso de compostaje.

Las diferencias se evaluaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y comparación múltiple de medias empleando el test de Tukey, considerando diferencias significativas para $p < 0{,}05$.

3. Resultados y Discusión

El análisis de secuenciación del gen del ARNr 16S reveló que el tiempo de almacenamiento del AL condicionó significativamente la estructura inicial de las comunidades bacterianas (Figura 1). Durante el compostaje se observó una sucesión microbiana asociada a las distintas fases térmicas del proceso. En ambos tratamientos, las comunidades estuvieron dominadas principalmente por Bacillota (Firmicutes) y Actinomycetota (Actinobacteria), aunque sus abundancias relativas variaron a lo largo del compostaje (Figura 1A). La representación gráfica de las abundancias relativas permitió visualizar las diferencias observadas entre las distintas fases del proceso y entre ambos tiempos de almacenamiento (Figura 1B). La fase termófila favoreció la selección de microorganismos termotolerantes, destacando la persistencia de Bacillota en ambos procesos de compostaje. Este grupo es conocido por su capacidad para degradar materia orgánica compleja y compuestos lignocelulósicos durante el compostaje (Insam y col., 2010). Posteriormente, durante la fase mesófila final, se observó una reestructuración de las comunidades bacterianas, con una menor dominancia de Bacillota y una mayor representación de Actinomycetota y otros grupos minoritarios, reflejando la progresiva maduración y estabilización del compost (Figura 1B).

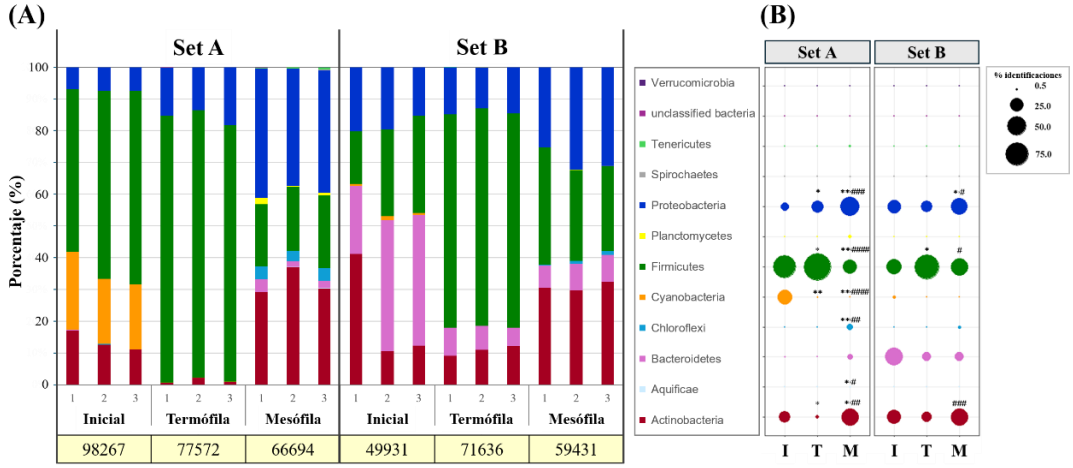


Figura 1. Evolución de las comunidades bacterianas durante el compostaje del AL almacenado durante 3 meses (set A) y 6 meses (set B). **(A)** Abundancia relativa de los principales filos bacterianos en las fases inicial (I), termófila (T) y mesófila (M). Los valores inferiores indican el total de secuencias detectadas en cada etapa. **(B)** Variación de la abundancia relativa de los principales filos bacterianos durante el proceso de compostaje.

El análisis de diversidad y de la capacidad funcional bacteriana reveló cambios marcados a lo largo del compostaje (Figura 2). La diversidad bacteriana aumentó significativamente durante la fase mesófila final (Figura 2A), especialmente en el tratamiento elaborado con AL almacenado durante 3 meses, reflejando una mayor diversidad durante el proceso de maduración. El análisis funcional basado en FAPROTAX mostró distintos perfiles metabólicos durante el proceso (Figura 2B). Al inicio predominaron funciones relacionadas con la fermentación y la fototrofia, mientras que durante la fase termófila aumentaron las asociadas a la quimioheterotrofia. Finalmente, en la fase mesófila se incrementaron funciones relacionadas con la degradación de celulosa, xilanos, compuestos aromáticos e hidrocarburos. Estos resultados ponen de manifiesto el papel de las comunidades bacterianas en la transformación de la materia orgánica y la estabilización del compost final (Wang y col., 2018).

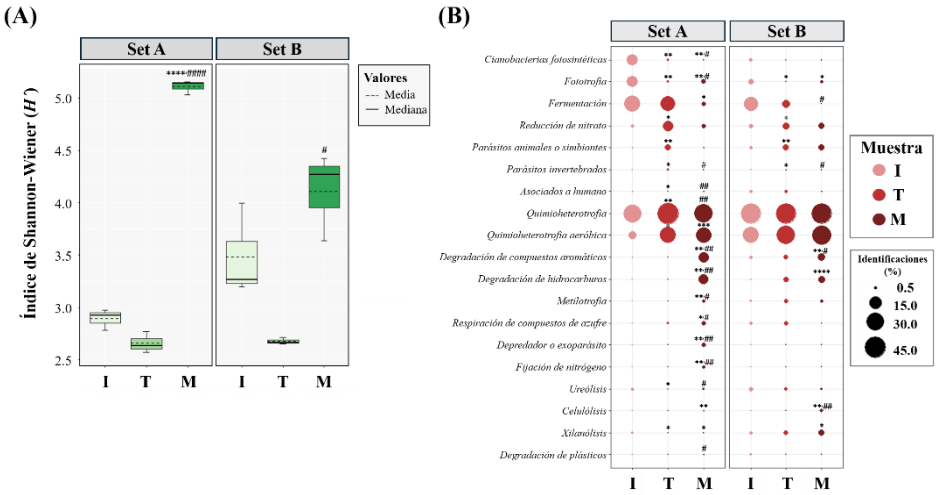


Figura 2. Alfa-diversidad y capacidad funcional potencial inferida a partir de FAPROTAX de las comunidades bacterianas durante el compostaje. **(A)** Índice de alfa-diversidad de Shannon-Wiener (*H'*) para las distintas fases del compostaje. **(B)** Principales funciones metabólicas predichas en las fases inicial (I), termófila (T) y mesófila (M) para el alperujo almacenado durante 3 meses (set A) y 6 meses (set B). El tamaño de los círculos representa la abundancia relativa de cada función.

Las diferencias observadas en la estructura y funcionalidad del bacterioma se reflejaron en la evolución global del proceso. El compostaje con AL almacenado durante 3 meses presentó menores emisiones acumuladas de CO_2, CH_4, N_2O y NH_3, así como mayores rendimientos de compostaje (76,38%). Por el contrario, el AL almacenado durante 6 meses mostró una estabilización más rápida de la materia orgánica, aunque acompañada de mayores pérdidas de carbono y nitrógeno (Tabla 1) y un menor rendimiento (41,74%). Estos resultados ponen de manifiesto que el almacenamiento previo del AL modifica la dinámica microbiana y condiciona tanto la eficiencia como el impacto ambiental del proceso de compostaje.

Tabla 1. Emisiones acumuladas de gases de efecto invernadero (CO_2, CH_4 y N_2O) y NH_3

Variable	AL3				AL6			
	Inicio	**Termófilo**	**Mesófilo**	**TOTAL**	**Inicio**	**Termófilo**	**Mesófilo**	**TOTAL**
CO_2 (kg/t)	6	25	126	**157**	47	166	112	**325**
CH_4 (g/t)	33	298	2349	**2680**	71	14553	33380	**48004**
N_2O (g/t)	32	53	249	**334**	71	157	647	**875**
NH_3 (g/t)	4	168	3951	**4123**	21	701	4228	**4950**

4. Conclusiones

El tiempo de almacenamiento del AL condicionó significativamente la composición y funcionalidad de las comunidades bacterianas durante el compostaje. La fase termófila favoreció la selección de microorganismos termotolerantes, principalmente Bacillota (Firmicutes), mientras que la fase mesófila final se caracterizó por un aumento de la diversidad bacteriana y de funciones asociadas a la degradación de compuestos complejos, lo que refleja la estabilización progresiva del compost. El AL que fue almacenado durante 3 meses presentó menores emisiones de CO_2, CH_4, N_2O y NH_3, y el rendimiento del proceso fue mayor, cuando se comparó con el AL almacenado durante 6 meses. En conjunto, los resultados demuestran que la gestión previa del AL influye de forma determinante en la eficiencia y el impacto ambiental del compostaje, destacando el papel bacterioma en la transformación y estabilización de la materia orgánica durante el compostaje.

5. Bibliografía

Ruiz-Castilla, F.J., Barbudo-Lunar, M., Gutiérrez, M.C., Michán, C., Martín, M.Á., Alhama, J. 2025. Storage of Alperujo influences composting performance: Insights into gaseous emissions and functional metagenomics. *J. Environ. Manage.* 393, 127015.

Insam, H., Franke-Whittle, I., Goberna, M. 2009. *Microbes in Aerobic and Anaerobic Waste Treatment.* En: Microbes at Work Ed. Springer, Berlin Heidelberg. pp. 1–34.

Wang, K., Mao, H., Li, X. 2018. Functional characteristics and influence factors of microbial community in sewage sludge composting with inorganic bulking agent. *Bioresource Technol.* 249, 527–535.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Cooperativa Olivarera Nuestra Señora de la Salud (COVIDESA) y a la Empresa Municipal de Saneamientos de Córdoba (SADECO) por el suministro de los materiales utilizados en este estudio. Este trabajo fue financiado por los proyectos GOPO-CO-23-0006 (Junta de Andalucía), TED2021-130668B-I00 (Ministerio de Ciencia e Innovación) y las Ayudas Margarita Salas para la Recualificación del Sistema Universitario Español (Unión Europea-NextGenerationEU) y FPU 2023 (Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades).

SESIÓN 4

APLICACIONES AGRONÓMICAS Y AMBIENTALES E INTEGRACIÓN AGROECOLÓGICA Y REGENERATIVA DE COMPOST, DIGESTATOS Y PRODUCTOS DERIVADOS

USO DE COMPOST DE *R.OKAMURAE* COMO SUSTRATO PARA SEMILLERO HORTÍCOLA

Antonio Acosta Vázquez[1], Amelia Correa Bustos[1], María del Carmen Salas Sanjuan[2], María Luz Segura Pérez[1]

[1]*Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), Centro La Mojonera, Almería.*

[2]*Departamento de agronomía, Universidad de Almería, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería.*

Correo electrónico: aavazquez1991@gmail.com

Resumen: La extracción de turba, el sustrato más empleado para cultivo sin suelo en el mundo está generando un enorme impacto ambiental. Por otro lado, la propagación de especies invasoras, como la macroalga *Rugulopteryx okamurae*, genera problemas medioambientales y sociales, alterando los ecosistemas marinos, además de afectar a sectores como el turismo o la pesca. En este contexto, el co-compostaje de arribazones de *R. okamurae* con restos vegetales hortícolas, es una posible solución. El objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del compostaje a partir de arribazones de *R. okamurae* junto con restos hortícolas, para su uso como sustrato en la producción de plántulas en semillero. Se evaluaron 3 compost de *R. okamurae* con diferentes dosis de azufre (0 $g \cdot L^{-1}$, 9 $g \cdot L^{-1}$ y 12 $g \cdot L^{-1}$) a 2 porcentajes de mezcla de sustrato, %v/v (Turba 70% + Compost 30% y Turba 40% + Compost 60%) resultando 6 mezclas de sustrato con compost y estableciendo como testigo un sustrato 100% turba. Las mezclas resultantes se evaluaron en un cultivo de calabacín (*Cucurbita pepo*), variedad Victoria F1. Para evaluar la calidad de las plántulas se determinaron parámetros como el porcentaje de germinación, el porcentaje de materia seca, el Índice de Calidad de Dickson (ICD) o el índice raíz/tallo (R/S). Los resultados obtenidos mostraron que la sustitución parcial de la turba por compost no afecta significativamente al porcentaje de germinación. En lo que respecta a la calidad de las plántulas, se observó un mayor porcentaje de materia seca e ICD con la incorporación de compost.

Palabras clave: alga invasora, salinidad, azufre, turberas, plántulas.

1. Introducción

La propagación de especies invasoras en nuestras costas genera numerosos problemas de carácter económico, debido a la dificultad de su gestión por parte de las administraciones locales, además de afectar a sectores como el turismo o la pesca. También ocasiona graves problemas medioambientales, ya que daña a tanto a la flora como la fauna autóctona, alterando los ecosistemas (Mogollón *et al*., 2024). Un claro ejemplo es *Rugulopteryx okamurae*, una macroalga parda cada vez más extendida a lo largo del Mar Mediterráneo, cuyos arribazones se acumulan por toneladas en las playas (Paton *et al.*, 2022). Desde que se detectara la presencia de esta alga parda por primera vez en las costas de Francia en el año 2002, ha ido avanzando sin cesar hasta alcanzar las costas italianas en el año 2023, en el Golfo de Palermo, Sicilia (Bellisimo *et al*., 2024).

Por otro lado, la extracción de turba, el sustrato más empleado para cultivo sin suelo en el mundo está generando un enorme impacto ambiental debido a la extracción de las turberas (Agarwal *et al*., 2023). Las turberas son unos de los principales sumideros de CO_2 del planeta, cuyo almacenaje se estima en torno al 30 % del carbono orgánico del suelo a nivel mundial, y por tanto favorecen la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, evitando que este CO_2 sea liberado a la atmósfera (Cieśliński y Kubiak-Wójcicka, 2024). En este contexto, el co-compostaje de arribazones de *R. okamurae* junto con restos vegetales derivados del sector de la horticultura intensiva desarrollada en la provincia de Almería se presenta como una alternativa sostenible e incluso

rentable tanto para la gestión como para el aprovechamiento de ambos tipos de biomasa (Correa-Bustos *et al*., 2024).

El compost maduro como producto final, que además de utilizarse como enmienda orgánica de suelo puede emplearse como sustrato en semillero, al menos en sustitución parcial de la turba, permitiría minimizar el impacto de las dos problemáticas planteadas (Berti *et al*., 2023). El objetivo principal de este trabajo consiste en estudiar la viabilidad del compost a partir de arribazones de *R. okamurae* junto con restos hortícolas, para su uso como sustrato en la producción de plántulas en semillero. Para ello se evaluaron diferentes sustratos de composición similar a los empleados en semilleros comerciales, con mezclas en distintas proporciones de compost y turba.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño experimental y tratamientos

El ensayo se realizó en la finca experimental de la Universidad de Almería un semillero tipo túnel de 20 x 7 m con orientación N-S, dotado con un sistema de riego por aspersión automatizado que permite una mayor homogeneidad a la hora de aplicar el agua de riego. Para el seguimiento y control del microclima en el interior del semillero, durante el desarrollo del cultivo, se instalaron sensores de temperatura y humedad relativa.

Se utilizó una especie comercial hortícola, calabacín (*Cucurbita pepo*), concretamente la variedad Victoria F1 de la casa de semillas HM Clause. La duración del ensayo, desde la fecha de siembra (24 de septiembre 2026), hasta la finalización de este (15 de octubre de 2026), fue de 21 días. En cuanto a la dotación de riego del cultivo, se aplicó agua de riego en todos los tratamientos excepto en el control, al cual se aplicó por fertirrigación una solución nutritiva estándar similar a la empleada para este tipo de cultivo en semillero comercial. Para mitigar el efecto debido a las diferentes condiciones ambientales dentro del propio semillero, se estableció un diseño aleatorio en bloques.

Para este experimento se evaluaron 6 tratamientos junto con un testigo control (4 repeticiones por tratamiento) compuestos por diferentes mezclas de tres tipos de compost y turba (**Tabla1**), todos ellos con un volumen constante de perlita del 20 %, mejorando así las propiedades físicas de los sustratos.

Tabla 1. Proporción de los diferentes materiales en los tratamientos (%v/v).

	Turba	Compost (*0 g·L^{-1} de S*)	Compost (*9 g·L^{-1} de S*)	Compost (*12 g·L^{-1} de S*)
Testigo	100			
T1	70	30		
T2	40	60		
T3	70		30	
T4	40		60	
T5	70			30
T6	40			60

En cuanto a la composición del compost (pH 8), se le adicionó dos dosis de azufre con el objeto de acidificar el material, llegando a neutralizarlo a dosis 9 g·L^{-1}, e incluso a dosis 12 g·L^{-1}, reducirlo a 6.9. Por otro lado, se observó una concentración de nutrientes adecuada para uso agrícola, aunque se apreció una elevada CE (40-52 dS·m^{-1}), así como una elevada concentración de sodio (191-227 meq·L^{-1}), que confiere fundamentalmente, el alga.

Esta elevada salinidad podría llegar a ser limitante, generando problemas de fitotoxicidad a las plántulas e incluso afectando a la germinación.

2.2. Determinaciones y análisis estadístico

Durante el ensayo se determinó el porcentaje de germinación, parámetros morfológicos (longitud del tallo, diámetro del tallo y número de hojas) y biomasa (peso fresco, peso seco y porcentaje de materia seca) e índices de calidad de la planta (root-shoot e índice de calidad de Dickson).

Para el tratamiento estadístico de los datos obtenidos se realizó un análisis de la varianza (ANOVA), aplicando la prueba de comparación de medias de Fisher (LSD), estableciendo diferencias mínimas significativas entre tratamientos con un valor de $p \leq 0,05$.

3. Resultados y Discusión

Se observaron diferencias en algunos de los parámetros evaluados (**Tabla 2**). El porcentaje de germinación obtenido fue elevado, superior al 90 %, excepto en aquellos tratamientos con mayor proporción de compost y azufre en su composición. Estos valores reflejan que estos sustratos presentan condiciones adecuadas para este tipo de cultivo hortícola (Taiz *et al.,* 2015). Los resultados mostraron además que las plántulas obtenidas con las diferentes mezclas de compost y turba presentaban un mayor índice de raíz/tallo (R/S) e ICD, lo que refleja una mayor robustez de las plántulas debido a la adición de compost en el sustrato (Dickson *et al*., 1960), respecto al control.

En cuanto a los parámetros morfológicos, no se observaron diferencias significativas respecto al diámetro de tallo, mientras que, en el control se obtuvieron plántulas con una mayor altura, y por tanto menos robustas.

También se observó en los tratamientos con compost un incremento, tanto de la biomasa radicular, como del porcentaje de materia seca total (**Tabla 3**·), lo que señala que el compost, pese a la elevada conductividad eléctrica y salinidad, no afecta negativamente al desarrollo de las plántulas (Berti *et al*., 2023).

Tabla 2. Parámetros morfológicos, índices de calidad y germinación (%) de las plántulas.

Tratamiento	Nº hojas	Diámetro de tallo (cm)	Altura Total (cm)	IQD	R/S	Germinación (%)
T0	2,000a	0,438a	8,070a	0,020b	0,093b	100,000a
T1	2,000a	0,433a	5,820b	0,032a	0,166a	99,242a
T2	2,000a	0,448a	5,635b	0,031a	0,184a	95,455ab
T3	2,000a	0,425a	5,760b	0,027ab	0,175a	94,697abc
T4	2,000a	0,418a	5,110b	0,030a	0,171a	88,636cd
T5	2,000a	0,426a	5,370b	0,032a	0,191a	91,667bc
T6	2,000a	0,422a	5,840b	0,028a	0,174a	82,576d

4. Conclusiones

La adición en el sustrato de compost de *R. okamurae* sin azufre en su composición no afecta negativamente al porcentaje de germinación de las plántulas de calabacín, pese a la elevada salinidad.

Con independencia de la dosis de azufre, los diferentes compost empleados favorecen un mayor desarrollo radicular del cultivo, lo que supone una mayor absorción de agua y nutrientes.

La sustitución parcial de la turba por compost de *R.okamurae* con azufre es una opción viable para su uso como sustrato en semillero, ya que se obtienen plántulas con un mayor índice de calidad respecto a la producción convencional con fertirriego.

Tabla 3. Parámetros de biomasa de las plántulas.

Tratamiento	Peso Fresco Parte Aérea ($g \cdot pl^{-1}$)	Peso Fresco Raíz ($g \cdot pl^{-1}$)	Peso Seco Parte Aérea ($g \cdot pl^{-1}$)	Peso Seco Raíz ($g \cdot pl^{-1}$)	MS Total (%)
T0	6,482a	0,579d	0,374a	0,034b	5,797d
T1	5,549a	1,072ab	0,425a	0,0704a	7,478ab
T2	5,579a	1,134a	0,390a	0,072a	6,966abc
T3	4,967a	0,912c	0,361a	0,063a	7,236ab
T4	5,576a	1,114ab	0,364a	0,062a	6,390bc
T5	5,271a	0,989bc	0,399a	0,076a	7,566a
T6	5,683a	1,032abc	0,386a	0,067a	6,788bc

5. Bibliografía

Agarwal P., Saha S., y Hariprasad P. 2023. Agro-industrial-residues as potting media: physicochemical and biological characters and their influence on plant growth. *Biomass Conversion and Biorefinery*, *13*(11), 9601-9624.

Bellisimo G., Altamirano M., Muñoz A.R., De la Rosa J., Hung T.H., Rizzuto G., Vizzini S., y Tomasello A. 2024. The invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) continues to expand: first record in Italy. *BioInvasions Records*, *13*(2), 385-401.

Berti F., Salas-Sanjuan M.C., Hernández-López F., Correa-Bustos A., y Segura-Pérez M. L. 2023. Use of compost based on invasive algae *Rugulopteryx okamurae* as a peat alternative in nursery growing media. *Agronomy*, *13*(4), 948.

Cieśliński R., y Kubiak-Wójcicka K. 2024. Use of the Gas Emission Site Type Method in the Evaluation of the CO_2 Emissions in Raised Bogs. *Water*, *16*(7), 1069.

Correa-Bustos A., Berti F., Salas-Sanjuan M. C., y Segura-Pérez M. L. 2024. Characterization of Mixtures of *Rugulopterix okamurae* Compost and Plant Residues to Determine the Most Effective Composition as a Substrate and Source of Nutrients. *Horticulturae*, *10*(6), 567.

Dickson A., Leaf A. L., Hosner J. F. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forest Chronicle*, *36*, 10–13.

Mogollón S.L., Zilio, M.I. Buitrago, E.M. Caraballo M.A., y Yñiguez R. 2024. Economic impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) along the Andalusian coastline: the case of Tarifa, Spain. *Wetlands Ecology and Management, 32*, 19–32.

Patón D., García-Gómez J.C., Loring J., y Torres A. 2023. Composting the invasive toxic seaweed Rugulopteryx okamurae using five invertebrate species, and a mini-review on composting Macroalgae. *Waste and Biomass Valorization*, *14*(1), 167-184.

Taiz L., Zeiger E., Moller I. M., Murphy A. 2015. Plant Physiology and Development. Sinauer.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el Proyecto PR.FEMPA.DIP2023B.001, “Desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz”, Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

EFECTO DE EXTRACTOS DE COMPOST DE RESIDUOS HORTÍCOLAS EN *Cucumis sativus*: ANÁLISIS DEL METATAXOMA RIZOSFÉRICO

María J. Estrella-González[1], Anabel Miñarro-Padilla[1], Sofia Duarte-Coimbra[2,3], Daniel Lorente-Escánez[1], Macarena del Mar Jurado[1], Juan Antonio López-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Lucía Pérez-Pardal[2,3], Albano Beja-Pereira[2,3], María J. López[1]

[1]*Unit of Microbiology, Dpt. Biology and Geology, CITE II-B, University of Almería, International excellence agri-food campus, ceiA3, CIAMBITAL, E04120, Almería, Spain.*

[2]*CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO Laboratório Associado, Campus de Vairão, Universidade do Porto, 4485-661 Vairão, Portugal.*

[3]*BIOPOLIS Program in Genomics, Biodiversity and Land Planning, CIBIO, Campus de Vairão, 4485-661 Vairão, Portugal.*

Resumen: La necesidad de reducir la dependencia de los productos fitosanitarios químicos, en consonancia con los objetivos europeos de sostenibilidad agrícola, ha impulsado la búsqueda de alternativas de base biológica. En este contexto, el compost y sus derivados presentan interés por su capacidad para modificar la microbiota del suelo y favorecer procesos relacionados con la nutrición y el crecimiento vegetal. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto biótico, abiótico y simbiótico de extractos acuosos de compost (ECs) de restos vegetales sobre la microbiota rizosférica de *Cucumis sativus*. Se preparó un extracto de compost basado en el protocolo CEP-4 descrito previamente en bibliografía. Las fracciones biótica y abiótica se obtuvieron por filtración, recuperando el sobrenadante como fracción abiótica y el pellet resuspendido en solución salina como fracción biótica; el extracto no filtrado se consideró simbiótico. Se emplearon 20 plantas por tratamiento, fertirrigadas semanalmente durante un mes tras la aparición de hojas verdaderas. Se extrajo ADN y se secuenciaron las regiones 16S rRNA e ITS, analizando los datos mediante QIIME2 y el potencial funcional de las comunidades bacterianas se predijo utilizando PICRUSt2. Las formulaciones simbiótica y abiótica mostraron una mayor diversidad microbiana y un mayor potencial funcional asociado al ciclo de los nutrientes, la síntesis de fitohormonas, la producción de exopolisacáridos y la formación de biopelículas, mientras que la fracción biótica produjo una respuesta más limitada. En conjunto, los resultados respaldan el potencial de los extractos de compost para valorizar residuos vegetales y mejorar la salud del suelo mediante estrategias agroecológicas.

Palabras clave: fracción biótica; fracción abiótica; metabarcoding; microbiota rizosférica.

1. Introducción

El compostaje permite transformar residuos hortícolas en productos estabilizados con valor agronómico, contribuyendo al reciclaje de nutrientes y a la mejora de la calidad del suelo. Además del compost sólido, sus extractos acuosos constituyen una alternativa de interés por contener nutrientes solubles, metabolitos y comunidades microbianas capaces de influir sobre el desarrollo vegetal y la microbiota asociada a las raíces. El efecto de estos extractos puede depender tanto de su fracción biótica, constituida por los microorganismos presentes, como de su fracción abiótica, formada por nutrientes y compuestos bioactivos solubles. Sin embargo, la contribución relativa de

ambas fracciones y su posible interacción todavía no están completamente esclarecidas. El empleo de técnicas de metabarcoding permite caracterizar las comunidades bacterianas y fúngicas de la rizosfera y evaluar los cambios inducidos por las distintas formulaciones (Jiménez *et al*., 2025; Lerma-Moliz *et al*; 2024; Lorente-Escanez *et al*., 2026). En este contexto, el presente trabajo evaluó el efecto de las fracciones biótica, abiótica y '*synbiotic*' de un extracto acuoso de compost de residuos hortícolas sobre el metataxoma rizosférico de *Cucumis sativus*, así como su potencial funcional relacionado con la promoción del crecimiento vegetal.

2. Material y Métodos

2.1 Obtención del extracto de compost CEP4 y evaluación "in vivo" en plantas de pepino

El ensayo se realizó con plantas de *Cucumis sativus* empleando un extracto obtenido a partir de compost de restos vegetales. El extracto CEP4 se preparó con una relación compost:agua de 1:15 (p/p) que se mantuvo durante 14 días a temperatura ambiente, en oscuridad y sin agitación, obteniendo el extracto completo (SYM). A partir de éste se obtuvieron distintas formulaciones: la fracción PRE se sometió a filtraciones sucesivas para eliminar la fracción biótica, mientras que para obtener la formulación PRO se realizaron varias centrifugaciones y el pellet microbiano se resuspendió en solución salina estéril. Los extractos se conservaron a 4 °C hasta su aplicación.

Las semillas de pepino se germinaron en oscuridad y, posteriormente, las plantas se mantuvieron a 26 °C, con un 60 % de humedad relativa y un fotoperiodo de 14 horas de luz. A los 25 días, las plántulas con dos hojas verdaderas se trasplantaron a macetas individuales con una mezcla de sustrato comercial y vermiculita en proporción 3:1 (v:v). Tras dos semanas de crecimiento, se aplicaron 25 mL de los extractos diluidos 1:10 a cada planta, realizándose un total de cuatro aplicaciones. Al finalizar el ensayo se recogieron muestras de suelo rizosférico y tejido vegetal. Para aumentar la representatividad, las muestras procedentes de las 20 plantas de cada tratamiento se agruparon.

2.2 Obtención de bibliotecas, secuenciación y análisis bioinformático

El ADN se extrajo por triplicado a partir de las muestras de suelo rizosférico y tejido vegetal mediante el kit DNeasy PowerSoil Pro. Su concentración, pureza e integridad se evaluaron mediante Qubit, NanoDrop y electroforesis en gel de agarosa al 2 %, respectivamente. Las muestras que cumplieron los criterios de calidad se purificaron para eliminar posibles interferencias procedentes de la matriz. Para la preparación de las bibliotecas se amplificaron las regiones V3-V4 del gen 16S rRNA para bacterias y la región ITS1 para hongos. Posteriormente, se realizó una PCR de indexación mediante una estrategia de doble codificación con índices i5 e i7. Los productos se comprobaron mediante electroforesis, se purificaron con perlas AMPure XP, se cuantificaron, se normalizaron a 20 nM y se agruparon. Finalmente, las bibliotecas se secuenciaron en una plataforma Illumina MiSeq con lecturas pareadas de 2 × 250 pb a través del servicio de NovoGene.Los datos de secuenciación se procesaron mediante QIIME 2, utilizando clasificadores taxonómicos específicos para bacterias y hongos basados en las bases de datos SILVA y UNITE. Además, el potencial funcional de las comunidades bacterianas se predijo utilizando PICRUSt2.

3. Resultados y Discusión

A nivel de familia, la comunidad bacteriana (**Figura 1A**) mostró una composición mucho más diversa y equilibrada que la comunidad fúngica, sin una familia claramente dominante y con una fracción elevada de Others, lo que refleja la presencia de numerosas familias de baja abundancia. Entre las familias identificadas, Paenibacillaceae mostró un incremento desde el 3,4 % en el control

hasta el 7,4 % en CEP4PRO, manteniéndose elevada en CEP4SYM, mientras que Bacillaceae presentó valores relativamente estables, comprendidos entre el 4,1 y el 5,6 %. Sphingobacteriaceae fue más abundante en el control y en CEP4PRE, con valores próximos al 5,5 %, y disminuyó en CEP4PRO y CEP4SYM. Por su parte, Rhodanobacteraceae y Burkholderiaceae presentaron contribuciones moderadas en todas las muestras, aunque Burkholderiaceae alcanzó su mayor abundancia en el control, con aproximadamente un 6,0 %. También se observaron variaciones en Chitinophagaceae, que aumentó hasta el 5,1 % en CEP4PRE, y en Alicyclobacillaceae, cuya abundancia fue mayor en el control y disminuyó en los tratamientos. En conjunto, estos resultados indican que los tratamientos no provocaron el predominio de una única familia bacteriana, sino una redistribución de la abundancia entre múltiples grupos taxonómicos.

Por el contrario, la comunidad fúngica (**Figura 1B**) estuvo fuertemente dominada por pocas familias. Nectriaceae aumentó del 26,7 % en el control al 49,1 % en CEP4PRE y al 56,2 % en CEP4PRO, mientras que Cephalothecaceae alcanzó el 46,5 % en CEP4SYM. Hypocreaceae también presentó una contribución importante, especialmente en CEP4PRO y CEP4SYM. Estos patrones concuerdan con los resultados a nivel de género, donde *Fusarium* predominó en CEP4PRE y CEP4PRO, *Phialemonium* en CEP4SYM, y *Trichoderma* y *Mariannaea* adquirieron mayor relevancia en CEP4PRO. A un nivel taxonómico más amplio, el predominio de Ascomycota en todas las muestras, con abundancias aproximadas de entre el 68 y el 94 %, confirma que los cambios observados entre tratamientos se deben principalmente a una reorganización interna de las familias y los géneros ascomicetos, más que a una sustitución entre grandes filos fúngicos.

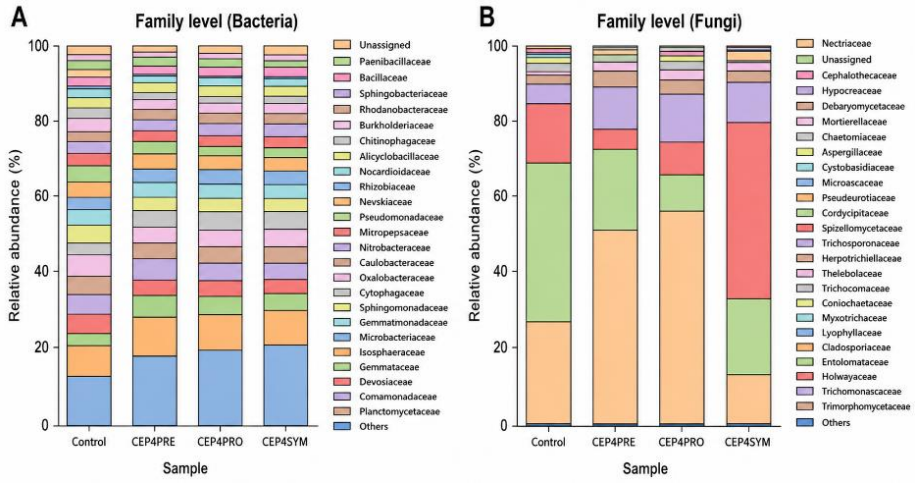


Figura 1. Abundancia relativa de las 25 familias taxonómicas mayoritarias en las comunidades bacteriana (A) y fúngica (B) en las muestras: Control, CEP4PRE (tratamiento con extracto abiótico), CEP4PRO (tratamiento con extracto biótico) y CEP4SYM (tratamiento con extracto completo).

La diversidad alfa bacteriana no mostró diferencias significativas entre tratamientos, ni para el índice de Shannon ni para el índice de riqueza Chao1. No obstante, las comunidades bacterianas de los tratamientos CEP4-SYM y CEP4-PRE tendieron a presentar valores de Shannon superiores a los observados en el control y en CEP4-PRO. Una tendencia similar se observó para Chao1, con una mayor riqueza estimada en CEP4-SYM y CEP4-PRE, aunque estas diferencias no alcanzaron significación estadística.

La diversidad de Shannon de la comunidad fúngica tampoco mostró diferencias significativas entre tratamientos, a pesar de los valores más elevados observados en CEP4-PRE y de los valores más bajos registrados en CEP4-SYM. En cambio, la riqueza fúngica estimada mediante Chao1 sí

presentó diferencias significativas entre tratamientos. CEP4-PRE mostró los valores más altos y fue significativamente superior a CEP4-SYM. El control y CEP4-PRO presentaron valores intermedios y no difirieron significativamente ni de CEP4-PRE ni de CEP4-SYM. En conjunto, los resultados indican que los tratamientos ejercieron un efecto limitado sobre la diversidad alfa bacteriana, mientras que la riqueza fúngica fue más sensible, especialmente bajo las condiciones CEP4-PRE y CEP4-SYM.

A nivel funcional, CEP4-SYM y CEP4-PRE presentan los perfiles más compatibles con un efecto biofertilizante. Ambos muestran un mayor potencial asociado a la fijación biológica de nitrógeno y al aprovechamiento del fósforo. CEP4-PRE destaca especialmente por el incremento de ipdC, relacionado con la síntesis microbiana de ácido indol-3-acético, mientras que CEP4-SYM muestra un perfil más amplio, con funciones vinculadas a ACC-desaminasa, captación de fosfato y tolerancia al estrés. También se observa en CEP4-SYM y CEP4-PRE un mayor potencial para la producción de exopolisacáridos y biopelículas, mediante genes relacionados con adhesión, síntesis de polisacáridos extracelulares y colonización de la raíz. Estas funciones podrían favorecer la estabilidad de la microbiota en la rizosfera, la agregación del suelo, la retención de humedad y una interacción más eficiente con la planta. No obstante, estos resultados representan predicciones funcionales y requieren validación experimental.

4. Conclusiones

Considerando conjuntamente la taxonomía, la diversidad, la ordenación PCoA y el potencial funcional predicho, CEP4-SYM parece el tratamiento más completo y equilibrado, al combinar promoción del crecimiento, aprovechamiento de nutrientes, producción de exopolisacáridos y tolerancia al estrés. CEP4-PRE también resulta especialmente prometedor por su potencial relacionado con la producción de fitohormonas, principalmente IAA, y con la fijación de nitrógeno. Por tanto, ambos tratamientos destacan sobre CEP4-PRO, aunque estas conclusiones deben considerarse preliminares hasta completar los análisis funcionales y su validación experimental.

5. Bibliografía

Jiménez, R., Bennegadi-Laurent, N., Temagoult, M., Bressan, M., Lerma-Moliz, R., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Toribio, A.J., Martínez-Gallardo, M.R., Trinsoutrot-Gattin, I., López, M.J. (2025). Compost extracts modulate soil microbiota and reduce disease incidence in the tomato-*Phytophthora parasitica* pathosystem. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 102989.

Lerma-Moliz, R., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., Martínez-Gallardo, M.R., Jurado, M.M., Estrella-González, M.J., Toribio, A.J., Jimenez, R., López, M.J. (2024). Antioxidant and biofertilizing effect of compost extracts on horticultural crops to minimize the use of agrochemicals. *Environmental Technology & Innovation*, 36, 103776.

Lorente-Escanez, D., Suarez-Estrella, F., Jurado, M.M., Lopez-Gonzalez, J.A., Estrella-Gonzalez, M.J., Martinez-Gallardo, M.R., Toribio, A.J., Jimenez, R., Lerma-Moliz, R., Lopez, M.J. (2026). Harnessing microbially fortified compost extracts to enhance rhizosphere dynamics and sustainably suppress *Fusarium* wilt in tomato. *Resources, Environment and Sustainability*, 100348.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades a través del proyecto COMPOBIOTICS (PID2023-149455OB-I00) y de la ayuda de movilidad José Castillejo (ref. CAS24/00307).

ACCIÓN PRE- Y PROBIÓTICA MEDIADA POR EXTRACTOS DE COMPOST PARA LA MEJORA DE LA SALUD VEGETAL

Anabel Miñarro-Padilla[1], Ana J. Toribio[1], Macarena M. Jurado[1], María J. Estrella-González[1], Juan A. López-González[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Daniel Lorente-Escánez[1], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología, Departamento de Biología y Geología, CITE II-B, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, CIAIMBITAL, Universidad de Almería, E04120 Almería (España).

Correo electrónico: amp137@ual.es

Resumen: Los extractos acuosos de compost (EC) constituyen una alternativa sostenible para la valorización de residuos orgánicos y la reducción del uso de insumos químicos en agricultura. En este estudio se evaluó el efecto de dos protocolos de extracción (CEP3 y CEP4) sobre las propiedades microbiológicas y funcionales de EC obtenidos a partir de compost maduro de residuos vegetales. Cada extracto se fraccionó en tres formulados (pro-, pre- y *synbiótico*), que fueron aplicados mediante fertirriego al sustrato de macetas con plantas de pepino. Posteriormente, se analizaron los EC y los suelos sometidos a los tratamientos, para determinar la abundancia microbiana, potencial supresivo de la microbiota frente a fitopatógenos, capacidad de formación de *biofilm* y contenido en polisacáridos. CEP4 favoreció una mayor abundancia microbiana y formación de *biofilm* en los extractos, lo que sugiere una mejor conservación de la microbiota viable durante la extracción. Por otro lado, CEP3 promovió en el suelo una mayor abundancia de microbiota supresiva y acumulación de polisacáridos, posiblemente debido a una extracción más eficiente de compuestos orgánicos bioactivos capaces de estimular la microbiota nativa. Asimismo, los formulados pre- y probiótico de CEP4 incrementaron la formación de *biofilm* en suelo, evidenciando efectos diferenciales de ambos protocolos sobre la funcionalidad microbiana. En conjunto, estos resultados indican que el protocolo de extracción condiciona la funcionalidad de los EC y su capacidad para modular las comunidades microbianas y la fracción orgánica funcional del suelo.

Palabras clave: microbiota supresiva; biofilm; polisacáridos; biocontrol

1. Introducción

La creciente demanda de alimentos, en un contexto de emergencia climática, plantea la necesidad de desarrollar estrategias agrícolas más sostenibles que reduzcan la dependencia de fertilizantes y pesticidas químicos (Katherasala et al., 2025). Paralelamente, la generación de grandes volúmenes de residuos orgánicos asociados a la agricultura supone un problema ambiental, pero también una oportunidad para su valorización dentro de un modelo de economía circular (Van Ewijk y Stegemann, 2020). De estas demandas, surge el compostaje, una estrategia que ofrece una enmienda orgánica, compost, con enormes beneficios para la agricultura. No obstante, su naturaleza sólida puede limitar su aplicación en sistemas intensivos que emplean la fertirrigación como herramienta de fertilización precisa. En este sentido, destacan los extractos acuosos de compost (EC) por combinar en formato líquido la presencia de microorganismos y compuestos bioactivos beneficiosos, favoreciendo la biofertilización y el biocontrol (Jiménez et al., 2025). Sin embargo, aún se desconoce cómo sus componentes biótico y abiótico, así como el método de extracción, condicionan su funcionalidad.

Por ello, en este trabajo se caracterizaron los formulados pro-, pre- y *synbióticos* de EC, siendo el formulado *synbiótico* el extracto de compost íntegro, constituido por la combinación de las fracciones bióticas y abióticas, obtenidos mediante dos protocolos de extracción (CEP3 y CEP4), evaluando, tanto en los extractos como en los suelos tratados por ellos, la presencia de microorganismos de interés, generales y asociados a actividad antagonista, y la capacidad de la microbiota presente para formar biopelículas, con objeto de determinar la protección ejercida por estos bioproductos sobre cultivos agrícolas de interés económico.

2. Material y Métodos

2.1 Obtención de extractos acuosos de compost y fraccionamiento

Los EC se prepararon en proporción 1:5 (p/v; 1 g de compost seco por cada 5 mL de agua) a partir de compost maduro elaborado con residuos agrícolas. Se evaluaron dos protocolos: CEP3, extracción a 70 °C y agitación a 200 rpm durante 12 horas; y CEP4, extracción estática durante 14 días, a temperatura ambiente y en oscuridad. Tras una filtración a vacío, cada extracto se fraccionó en tres formulados: *synbiótico*, correspondiente al extracto completo; prebiótico, obtenido por filtración a 0,45 µm; y probiótico, mediante centrifugación y sucesivos lavados del pellet con agua destilada estéril. Los formulados se aplicaron por fertirriego en plantas de pepino tras cuatro semanas de cultivo, establecidas en un sustrato estéril de turba y vermiculita en una proporción 3:1 (p/p), a una dilución 1:10 (v/v) y a razón de 25 mL por planta. Se utilizaron 20 plantas por tratamiento y se realizó una aplicación semanal durante tres semanas consecutivas.

2.2 Estudio de la microbiota cultivable y su potencial de biocontrol

La microbiota cultivable se analizó en los formulados probiótico y *synbiótico* de los dos EC (CEP3 y CEP4), así como en los suelos tratados con estos, y en el control. Las bacterias totales se cuantificaron en medio APHA y los hongos y levaduras en Rosa de Bengala (RB). Además, se determinó la microbiota productora de sideróforos, quitinasas y β-glucanasas, actividades asociadas al potencial antagonista frente a fitopatógenos.

2.3 Cuantificación de polisacáridos de alto peso molecular

La cuantificación de polisacáridos en EC y suelo se realizó mediante precipitación con etanol frío al 96% y su posterior determinación colorimétrica mediante el método fenol-ácido sulfúrico, midiendo la absorbancia a 490 nm y utilizando una curva patrón de glucosa.

2.4 Cuantificación de biofilm microbiano mediante ensayo en microplaca

La formación de *biofilm* por la microbiota presente en los EC (formulados probiótico y *synbiótico*) y los suelos (control y tratados) se evaluó mediante un ensayo en microplaca. Para ello, se partió de cultivos de TSB (*Triptone Soy Broth*) suplementado con glucosa al 0,2%, conteniendo alícuotas de las fracciones de los EC y suelo, en cada caso, ajustados a a una DO_{600} de 0,2. Tras 24 h de incubación estática a 30 °C, el *biofilm* se observó y cuantificó mediante tinción con cristal violeta y medida de absorbancia a 590 nm.

3. Resultados y Discusión

3.1 Microbiota cultivable general y con potencial de biocontrol

Tras la aplicación al suelo, los formulados *syn-* y prebiótico de CEP3 incrementaron significativamente la abundancia de microbiota con potencial supresivo respecto al control (**Fig.1C-E**), posiblemente debido a que la extracción a 70 °C con agitación favorezca la liberación de compuestos orgánicos solubles y fracciones bioactivas, potenciando la activación de

poblaciones microbianas nativas del suelo, como se ha descrito en procesos de extracción intensiva de compost (Tortosa et al., 2014). En cambio, los formulados de CEP4 mostraron una respuesta más moderada, especialmente la fracción prebiótica, lo que podría relacionarse con un menor efecto de los compuestos extraídos a temperatura ambiente sobre la microbiota del suelo, así como una mayor competencia, debido a la abundancia microbiana asociada un tipo de extracción menos agresivo.

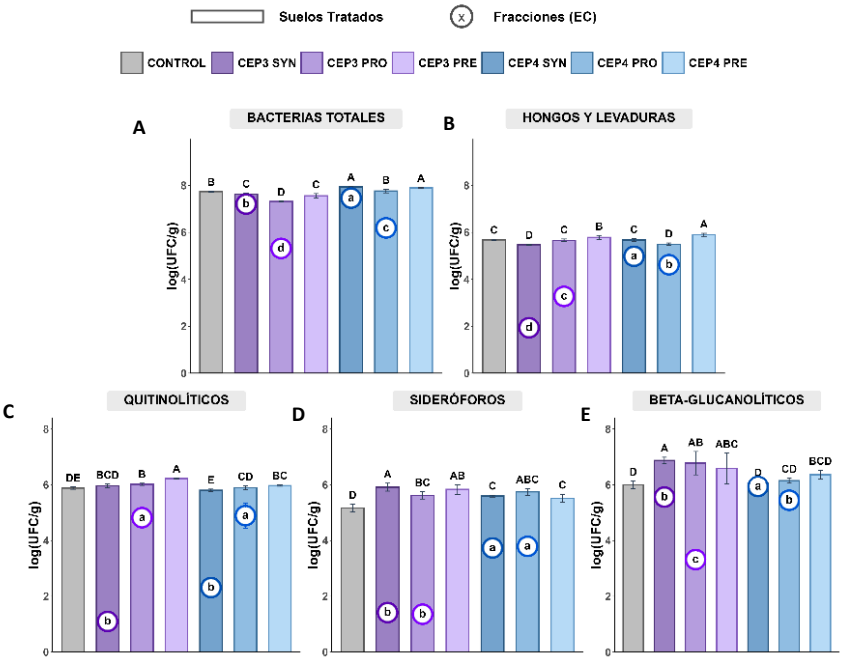


Figura 1. Recuento de **(A)** bacterias totales, **(B)** hongos y levaduras y microorganismos **(C)** quitinolíticos, **(D)** productores de sideróforos y **(E)** β-glucanolíticos en las fracciones de los extractos de compost (círculos) y en suelos tratados (barras). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

3.2 Cuantificación de Polisacáridos de Alto Peso Molecular

El protocolo CEP3 permitió recuperar mayores concentraciones de polisacáridos en los extractos que CEP4 (**Fig. 2**). Además, tras la aplicación al suelo, los formulados *synbiótico* y probiótico de CEP3 estimularon significativamente la acumulación de estos compuestos respecto al control (**Fig. 2**). En particular, el formulado probiótico de CEP3 presentó los valores más elevados, probablemente este protocolo de extracción favoreció la recuperación de microorganismos con mayor capacidad para producir exopolisacáridos (EPS), descritos como un mecanismo de adaptación microbiana frente a condiciones de estrés ambiental (Mouro et al., 2024).

3.3 Cuantificación de la formación de biofilm por la microbiota

El protocolo CEP4 presentó una mayor capacidad de formación de *biofilm* que CEP3, cuyo formulado *synbiótico* mostró el menor potencial (**Fig. 3**). En suelo, únicamente los formulados pre- y probiótico de CEP4 incrementaron significativamente la formación de *biofilm* respecto al control (**Fig. 3**). Estas diferencias podrían relacionarse con el efecto del método de extracción sobre la viabilidad microbiana y la disponibilidad de compuestos orgánicos. El protocolo termo-mecánico CEP3 podría haber reducido la fracción microbiana viable, mientras que CEP4 podría haber conservado una microbiota más viable y una fracción orgánica capaz de favorecer procesos de adhesión y formación de *biofilm*.

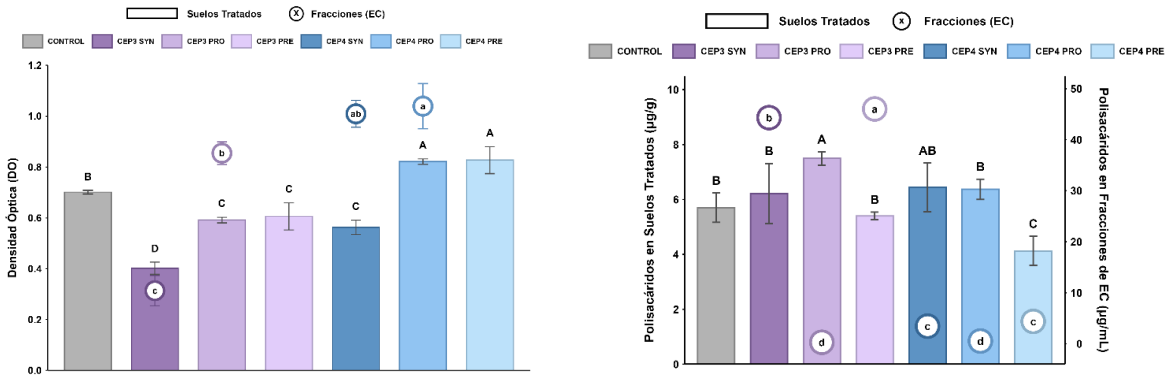


Figura 2. (A) Capacidad de formación de biofilm de la microbiota de los extractos de compost y del suelo tratado, evaluada mediante densidad óptica (DO); y **(B)** contenido de polisacáridos en las fracciones de los extractos de compost (círculos) (µg/mL) y en suelos control y tratados con estos (barras) (µg/g de suelo). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

4. Conclusiones

Las condiciones de extracción influyeron en las propiedades microbianas y funcionales de los extractos de compost, generando funcionalidades diferenciadas. CEP4, que presentó mayores recuentos microbianos, tras ser aplicado al suelo promovió de manera considerable la abundancia de grupos microbianos, incluyendo aquellos capaces de formar biopelículas, en la rizosfera de los cultivos estudiados. En contraste, CEP3, probablemente por su menor riqueza microbiana asociada a un protocolo de extracción más agresivo, favoreció la acumulación de EPS y microbiota con capacidad supresiva en los suelos tratados. Optimizar la extracción y entender el papel de los componentes bióticos y abióticos es clave para mejorar este tipo de bioinsumos derivados del compost.

5. Bibliografía

Katherasala, S., Bheenaveni, R.S., Thaduru, S., y Deekonda, T. (2025). Farmers, Chemicals and Fertility of Soil: A Quest to Sustainability. Journal of Environmental & Earth Sciences, 7(3), 10-30564.

Jiménez, R., Suárez-Estrella, F., Martínez-Gallardo, M.R., Jurado, M.M., López-González, J.A., Estrella-González, M.J., Toribio, A.J., Lerma-Moliz, R., y López, M.J. (2025). Phytoprotective behaviour of compost extracts against aerial pathogenic fungi after rhizosphere application. Environmental Technology & Innovation, 104062.

Mouro, C., Gomes, A.P., y Gouveia, I.C. (2024). Microbial exopolysaccharides: structure, diversity, applications, and future frontiers in sustainable functional materials. Polysaccharides, 5(3), 241-287.

Tortosa, G., Alburquerque, J.A., Bedmar, E.J., Ait-Baddi, G., y Cegarra, J. (2014). Strategies to produce commercial liquid organic fertilisers from “alperujo” composts. Journal of cleaner production, 82, 37-44.

Van Ewijk, S., y Stegemann, J.A. (2020). Recognising waste use potential to achieve a circular economy. Waste Management, 105, 1-7.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto COMPOBIOTICS (PID2023-149455OB-I00), subvencionado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España.

EL COMPOST DE PURIN DE CERDO, UN SUSTRATO ALTERNATIVO A LA TURBA EN SEMILLERO HORTICOLA

Juana Isabel Contreras París[1], Antonio Acosta Vázquez[1], Alejandro Molina Miras[1], Amelia Correa Bustos[1], María Luz Segura Pérez[1]

[1]*Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), Centro La Mojonera, Almería, España.*

Correo electrónico: juanai.contreras@juntadeandalucia.es

Resumen: El sustrato de cultivo utilizado para producción de plantas hortícolas en semillero tiene una gran influencia en la calidad final. Aunque el sustrato comúnmente empleado, la turba, presenta buenas características, la búsqueda de materiales alternativos que reduzcan los impactos ambientales negativos que presenta la extracción y el uso de este material es una necesidad. En este escenario, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad de utilizar compost de purín de cerdo como sustituto de la turba para la producción de plantas hortícolas en semillero. Se establecieron cinco mezclas de sustrato (%v/v): T (Turba 80%+Perlita 20%), M1 (Compost Purín 80%+Perlita 20%), M2 (Turba 40%+Compost Purín 40%+Perlita 20%), M3 (Compost Purín con Viruta 80%+Perlita 20%) y M4 (Turba 40%+Compost Purín con Viruta 40%+Perlita 20%). Los sustratos resultantes de las mezclas se evaluaron sobre dos cultivos hortícolas con diferente tolerancia a la salinidad (tomate y lechuga). Las plantas crecieron sin fertilización adicional. Los compost estudiados presentaban características nutricionales similares. El porcentaje de germinación y diferentes parámetros morfológicos de las plántulas, biomasa e índice de calidad de Dickson (ICD) fueron determinados para evaluar la calidad de las plantas producidas. Los resultados mostraron que tanto la sustitución parcial como total de la turba por los diferentes compost de purín evaluados no afectaron el porcentaje de germinación (con valores medios del 98%) y además ocasionaron un incremento de los parámetros e índice de calidad evaluados.

Palabras clave: *Solanum lycopersicum*, *Lactuca sativa*, plántulas, nutrientes, biomasa

1. Introducción

El sustrato de cultivo desempeña un papel fundamental en la producción de plantas hortícolas en semillero, ya que influye en la germinación, el desarrollo radicular, la disponibilidad de agua y nutrientes y la calidad final de las plántulas (Raviv y Lieth, 2008). Tradicionalmente, la turba ha sido el principal componente de los sustratos por sus excelentes propiedades agronómicas. Sin embargo, los impactos ambientales asociados a su extracción han impulsado la búsqueda de alternativas más sostenibles. En este contexto, el compost de purín constituye una opción prometedora. Diversos estudios han demostrado que los compost derivados de residuos ganaderos pueden emplearse como componentes de sustratos de cultivo, aportando nutrientes y favoreciendo la actividad microbiológica (Moral y col., 2009). No obstante, su uso requiere una adecuada caracterización, ya que factores como la salinidad o la relación C/N pueden limitar su aplicación, siendo necesario determinar las proporciones de incorporación más adecuadas según el cultivo y el sistema de producción.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad de utilizar compost de purín de cerdo como sustituto de la turba para la producción de plantas hortícolas en semillero.

2. Material y Métodos

2.1 Condiciones de cultivo

El ensayo se realizó en un semillero experimental de la Universidad de Almería (UAL), con riego por aspersión y control de temperatura y humedad relativa. Se emplearon tomate Raf (Clause), de mayor tolerancia a la salinidad, y lechuga tipo Iceberg, de menor tolerancia. La duración del ensayo fue de 31 días para el tomate (12 de mayo-12 de junio de 2025) y de 30 días para la lechuga (14 de mayo-13 de junio de 2025), conforme a su ciclo de producción en semillero.

2.2 Diseño experimental y tratamientos

Se estableció un diseño en bloques completamente al azar. Para cada cultivo se evaluaron cinco mezclas de sustrato (tratamientos), con tres repeticiones por tratamiento, y un total de 78 plantas por repetición. Los cinco tratamientos mezclas de sustrato (%v/v) fueron: T (Turba 80%+Perlita 20%), M1 (Compost Purín 80%+Perlita 20%), M2 (Turba 40%+Compost Purín 40%+Perlita 20%), M3 (Compost Purín con Viruta 80%+Perlita 20%) y M4 (Turba 40%+Compost Purín con Viruta 40%+Perlita 20%). Los compost evaluados (Compost Purín y Compost de Purín con Viruta proveniente del co-compostaje con un 4,2% de viruta de pino) presentaron características nutricionales muy similares entre sí, relación C/N entre 9,8 y 10,3. La composición de los compost, expresada sobre materia seca, fue: N: 3,26–3,33 %, P_2O_5: 0,94–0,99 %, K_2O: 1,42–1,46 %, CaO: 12,32–12,85 %, MgO: 3,23–3,70 %, SO_3: 2,29–2,31 %, Na_2O: 0,79-0,82 % y Cl: 0,45 y 0,54 % . Estos contenidos, aunque relativamente elevados, se mantuvieron dentro de rangos habituales para compost de origen ganadero, por lo que su uso en sustratos de semillero requiere una adecuada formulación y control de la conductividad eléctrica para evitar posibles efectos salinos sobre la germinación y el desarrollo inicial de las plántulas. Además, los niveles de cobre (7,71 ± 2,85 $mg \cdot kg^{-1}$) y zinc (32,61 ± 12,61 $mg \cdot kg^{-1}$) en el purín están muy por debajo de los límites máximos permitidos por Reglamento (UE) 2019/1009 y los antibióticos analizados se situaron por debajo del límite de detección en el purín.

2.3 Determinaciones

Germinación (%). Determinado mediante la siguiente formula:

$$Germnación\ (\%) = \frac{Número\ de\ semillas\ germinadas}{Número\ de\ semillas\ sembradas} x100$$

Parámetros morfológicos. La altura de 5 plantas por repetición se midió desde la base del tallo hasta el ápice. También el diámetro del tallo a nivel del cuello de la planta mediante un calibre. Asimismo, se contabilizó el número de hojas por plántula.

Biomasa. Se determinó la biomasa de la parte área y radical de 5 plántulas por repetición. La biomasa fresca se determinó mediante el pesaje inmediato de cada fracción utilizando una balanza analítica. Posteriormente, las muestras se secaron en una estufa de aire forzado a una temperatura de 65–75 °C hasta alcanzar peso constante, para la obtención de la biomasa seca aérea y radical.

Índice de Calidad de Dickson (ICD). La calidad de las plántulas se evaluó mediante el Índice de Calidad de Dickson (ICD), el cual integra variables morfológicas y de biomasa. El índice se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$ICD = \frac{Peso\ seco\ total\ (g)}{\left(\frac{Altura\ planta\ (cm)}{Diámetro\ tallo\ (mm)}\right) + \left(\frac{Peso\ seco\ aéreo\ (g)}{Peso\ seco\ radical\ (g)}\right)}$$

2.4 Análisis estadístico

Los datos se analizaron estadísticamente mediante análisis de la varianza multifactorial (ANOVA) y se aplicó un test de comparación de medias (LSD) cuando existieron diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0,05$).

3. Resultados y Discusión

3.1 Germinación

Los resultados obtenidos de germinación en los diferentes cultivos y tratamientos se muestran en la Tabla 1. Los elevados porcentajes de germinación observados en tomate y lechuga indican que los tratamientos evaluados no afectaron negativamente el establecimiento inicial de los cultivos. En ambos casos, los valores superiores al 96 % reflejan una alta calidad fisiológica de las semillas y condiciones adecuadas del sustrato y del ambiente durante la germinación, lo que coincide con lo reportado para cultivos hortícolas bajo condiciones controladas (Hartmann y col., 2011). Las diferencias entre tratamientos fueron mínimas y carecen de relevancia agronómica, ya que no comprometen la emergencia ni la uniformidad del cultivo.

Tabla 1. Germinación (%).

	% Germinación	
	Tomate	Lechuga
Testigo	97,44	97,44
M1	98,29	98,29
M2	98,29	97,44
M3	96,58	99,15
M4	97,44	98,29

3.2 Parámetros morfológicos, biomasa e índice de calidad de Dickson

Los tratamientos evaluados generaron respuestas diferenciadas en los parámetros morfológicos y de biomasa de las plántulas de tomate (Tabla 2) y lechuga (Tabla 3). Los resultados muestran que la incorporación de compost en la composición del sustrato mejoró significativamente la calidad morfológica y la acumulación de biomasa en plántulas de tomate y lechuga. En tomate, si bien el número de hojas no mostró diferencias entre tratamientos, se observaron incrementos significativos en la biomasa aérea y radicular, el diámetro del tallo y la longitud de planta. Estos efectos se reflejaron en valores superiores del índice de calidad de Dickson, indicador ampliamente utilizado para evaluar la calidad integral de plántulas (Dickson y col., 1960). Resultados similares fueron reportados por Hernández y col. (2016), quienes observaron que sustratos con compost favorecen un crecimiento más equilibrado y una mayor robustez estructural de las plántulas hortícolas en comparación con sustratos basados exclusivamente en turba. En lechuga, los tratamientos con compost, también incrementaron significativamente la biomasa aérea y radicular. Estos resultados concuerdan con lo descrito por Raviv y Lieth (2008), quienes señalan que la adición de compost mejora la disponibilidad de nutrientes y la estructura del sustrato, favoreciendo el crecimiento inicial en cultivos de ciclo corto como la lechuga.

Tabla 2. Parámetros morfológicos de las plántulas de tomate, biomasa e índice de calidad de Dickson.

	Nº Hojas	PF aéreo (g/planta)	PS aéreo (g/planta)	% m.s. aéreo	PF raíz (g/planta)	PS raíz (g/planta)	% m.s. raíz	Diámetro tallo (mm)	Longitud (cm)	Índice Dickson
Testigo	6,3 a	1,942 c	0,176 b	9,10 ab	0,906 c	0,056 b	6,13 a	3,2 b	10,01 c	0,037 b
M1	6,9 a	2,814 b	0,274 a	9,74 a	1,156 b	0,074 a	6,73 a	3,8 a	13,56 b	0,048 a
M2	6,7 a	3,062 b	0,268 a	8,74 b	1,302 ab	0,072 a	5,92 a	3,8 a	14,19 b	0,046 a
M3	6,7 a	3,232 ab	0,288 a	8,91 b	1,434 a	0,082 a	5,75 a	3,8 a	14,94 b	0,050 a
M4	7,3 a	3,752 a	0,324 a	8,63 b	1,422 a	0,082 a	5,74 a	3,9 a	16,67 a	0,049 a

Valores medios en la misma columna seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

Tabla 3. Parámetros morfológicos de las plántulas de lechuga y biomasa.

	Nº Hojas	PF aéreo (g/planta)	PS aéreo (g/planta)	% m.s. aéreo	PF raíz (g/planta)	PS raíz (g/planta)	% m.s. raíz
Testigo	7,0 bc	1,94 c	0,17 c	8,8 ab	0,74 b	0,052 b	7,1 a
M1	6,9 c	2,32 bc	0,20 bc	8,5 ab	1,22 a	0,088 a	7,2 a
M2	7,5 a	2,76 ab	0,23 ab	8,3 bc	1,23 a	0,086 a	7,0 a
M3	6,9 c	2,78 ab	0,22 bc	7,8 c	1,24 a	0,086 a	6,9 a
M4	7,3 ab	2,98 a	0,27 a	9,0 a	1,46 a	0,104 a	7,1 a

Valores medios en la misma columna seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05)

4. Conclusiones

El porcentaje de germinación no se ha visto afectado por la sustitución parcial o total de la turba por los dos tipos de compost ensayados, siendo en todos los casos muy elevado (media del 98%).

La sustitución parcial o total de la turba por compost de purín como sustrato para semillero es una opción viable agronómicamente, ya que mejora la calidad de las plántulas de tomate y lechuga sin necesidad de adicionar fertilizantes en el riego.

5. Bibliografía

Dickson A., Leaf A.L., Hosner J.F. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forest Chronicle* 36, 10–13.

Hartmann H.T., Kester D.E., Davies F.T., Geneve R.L. 2011. Plant Propagation: Principles and Practices. Prentice Hall.

Hernández J.L., Salazar J.M., Pérez A. 2016. Composts as growing media in vegetable transplant production. *Scientia Horticulturae* 201, 1–8.

Moral R., Paredes C., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F., Bernal M. P. 2009. Utilisation of manure composts by high-value crops. *Waste Management* 29, 194–203.

Raviv M., Lieth J.H. 2008. Soilless culture: Theory and practice. Elsevier.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto del IFAPA “Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech)”. PP. PEI.IDF2023030.001 cofinanciado con fondos FEDER.

AROMATERAPIA VEGETAL BASADA EN EL USO DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES MICROBIANOS PRESENTES EN EXTRACTOS DE COMPOST

Macarena M. Jurado[1], Anabel Miñarro-Padilla[1], Ana J. Toribio[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Juan A. López-González[1], María J. Estrella-González[1], María R. Martínez-Gallardo[1], Daniel Lorente-Escánez[1], María J. López[1]

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

Correo electrónico: macarenajurado@ual.es

Resumen: Los compuestos orgánicos volátiles microbianos (COV-M) constituyen un grupo diverso de metabolitos que los microorganismos pueden producir y liberar al ambiente. La eficacia de estos compuestos para modular el crecimiento vegetal y la resistencia sistémica de las plantas no necesita de grandes concentraciones, por lo que supone una solución rentable, eficiente y sostenible para el control de enfermedades en la producción de cultivos de importancia económica. Con este trabajo indagamos en el desarrollo de productos de “aromaterapia para plantas”, basados en fracciones, probióticas (PRO) y prebióticas (PRE), según la presencia o ausencia de biomasa microbiana, obtenidas a partir de dos tipos de extractos acuosos de compost (CEP3: 70 ºC, agitación de 120 rpm, 12 h; CEP4: temperatura ambiente, estático, 14 días), que suponen el producto sinérgico (SYN), y que demuestren que contienen COV-M con una influencia positiva sobre la promoción del crecimiento vegetal. Para ello, a partir de cada formulado (CEP3-PRO, CEP3-PRE, CEP3-SYN; CEP4-PRO, CEP4-PRE, CEP4-SYN), se realizó un ensayo de índice de germinación, en placas compartimentadas, observándose el efecto positivo ejercido por los COV-M presentes en las fracciones derivadas de los extractos y los suelos tratados con estos, destacando los sometidos a CEP4-PRO y CEP4-PRE, respecto al control. Además, se cuantificaron grupos microbianos relacionados con la mejora de la adquisición de nutrientes esenciales para los cultivos (N y P), así como se examinó el microbioma completo (*metabarcoding*), infiriendo la presencia de COV-M asociados a la fitopromoción en la mayor parte de bioinsumos desarrollados.

Palabras clave: Extractos de Compost, Compuestos Orgánicos Volátiles, Microbioma, Fitopromoción.

1. Introducción

La transición hacia una agricultura sostenible exige alternativas rentables que optimicen la productividad sin comprometer el entorno. En este escenario, los compuestos orgánicos volátiles microbianos (COV-M) emergen como alternativas de “química verde” clave que, incluso a bajas concentraciones, promueven el crecimiento vegetal y la resistencia sistémica (Ryu *et al.*, 2003; Zulfiqar *et al.*, 2023). Los extractos acuosos de compost (CEP) representan una fuente óptima de estos compuestos bioactivos, cuya composición varía según las condiciones de extracción (Morales-Corts *et al.*, 2018) y, por ende, de la microbiota que logra establecerse de forma estable en cada bioproducto generado. Por ello, en este trabajo se quiso indagar cuan diferente es la presencia y, por tanto, el efecto, de estos compuestos en dos extractos de compost obtenidos tras la aplicación de protocolos basados en procesamientos con condiciones antagónicas, así como si el fraccionamiento de sus componentes biótico (conteniendo la microbiota productora de dichos compuestos) y abiótico (solución receptora), puede modificar el efecto perseguido. Para, finalmente, poder escoger las mejores condiciones para el diseño y desarrollo de una innovadora estrategia de "aromaterapia para plantas" que mejore el estado de salud de los cultivos de interés agronómico.

2. Material y Métodos

2.1 Obtención de extractos acuosos de compost y fraccionamiento

Los extractos de compost se prepararon en proporción 1:5 (peso seco:volumen) a partir de compost maduro elaborado con residuos agrícolas. Se evaluaron dos protocolos: CEP3, extracción a 70 °C y 200 rpm durante 12 horas; y CEP4, extracción estática durante 14 días, a temperatura ambiente y en oscuridad. Tras una filtración a vacío, cada extracto se fraccionó en tres formulados: sinérgico (*synbiotic)* (SYN), correspondiente al extracto completo; prebiótico (PRE), obtenido por filtración a 0,45 µm; y probiótico (PRO), mediante centrifugación y sucesivos lavados del *pellet* con agua destilada estéril. Los formulados se aplicaron por fertirriego en la rizosfera de cultivos de pepino empleando una dilución 1:10 (v/v).

2.2 Ensayo de Índice de Germinación: efecto Compuestos Orgánicos Volátiles

A partir de los extractos y sus fracciones (CEP3-PRO, CEP3-PRE, CEP3-SYN; CEP4-PRO, CEP4-PRE, CEP4-SYN), así como a través de los suelos rizosféricos sometidos a tratamiento con dichas fracciones, se llevó a cabo un bioensayo de germinación empleando semillas de berro (*Lepidium sativum*), mediante la técnica descrita por Zucconi *et al*. (1981), dispuestas sobre un papel de filtro humectado, pero separadas en compartimento distinto del extracto o el suelo tratado con el mismo, en cada caso. Tras 48 h a 25 ºC, se midió: la longitud de la radícula (mm) y el número de semillas germinadas de cada muestra respecto al control con agua.

2.3 Estudio de microbiota cultivable asociada con actividad biofertilizante

La microbiota cultivable se analizó en los formulados probiótico y *synbiotic* de cada extracto (CEP3 y CEP4), así como en los suelos tratados con todas las fracciones (PRO, PRE y SYN), y en un suelo control. Se cuantificaron en medio Burk sin nitrógeno y en medio Aleksandraw, las bacterias fijadoras de nitrógeno (Fij. N_2) y los microorganismos solubilizadores de fosfato (Sol. P), respectivamente, mediante el recuento de Unidades Formadoras de Colonias, por mL de extracto o g de suelo, tras las siembras en superficie con un período de incubación de 72 h a 30 ºC.

2.4 Taxonomía y asignación funcional del bacteriioma

La extracción de ADN se realizó utilizando el kit de aislamiento DNeasy PowerSoil (Qiagen). El ADN bacteriano se amplificó con los cebadores Bakt 314F y Bakt 805R para el análisis de amplicones del gen ARNr 16S, utilizando las condiciones de PCR descritas en Estrella-González *et al.* (2020). La secuenciación se llevó a cabo en una plataforma MiSeq PE300 (Illumina). El análisis de datos se realizó con el software QIIME2 (v2021.4) (Bolyen et al., 2019). La clasificación taxonómica de las secuencias se realizó con el método classify-sklearn en QIIME2.

3. Resultados y Discusión

Los resultados evidencian que la presencia de COV-M con capacidad para promocionar el crecimiento vegetal es común en los extractos (Figura 1A), a pesar de que la interacción del componente biótico y abiótico de CEP3 de lugar a un efecto fitotóxico, que se revierte completamente al separar sus fracciones y tras la aplicación al suelo, donde se observó un efecto fitopromotor de todos los extractos, destacando las fracciones CEP4-PRO y CEP4-PRE (Figura 1B).

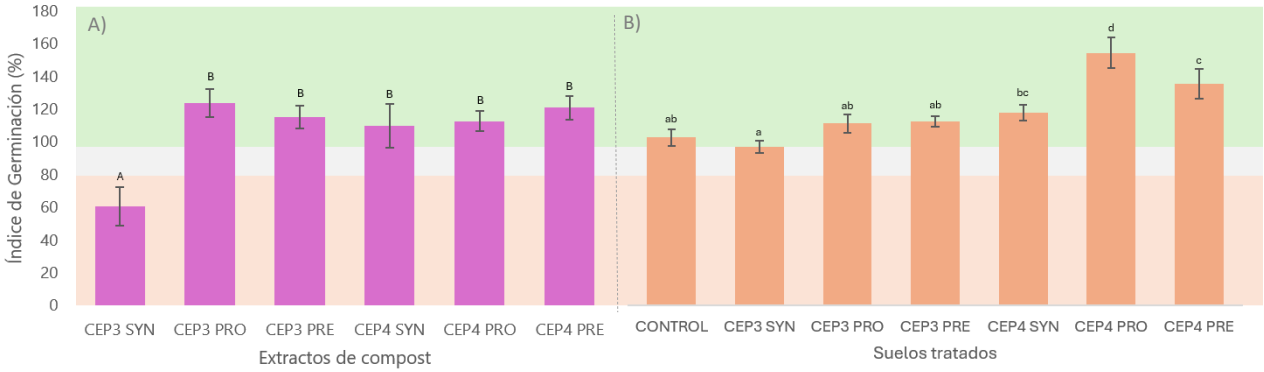


Figura 1. Índice de Germinación (%) basado en el efecto de Compuestos Orgánicos Volátiles Microbianos (COM-V) de **(A)** fracciones (PRO, PRE y SYN) derivadas de Extractos de Compost (CEP3 y CEP4); y **(B)** suelos tratados con dichas fracciones, respecto a un suelo control sin tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

En general, se detectó la presencia de microbiota con potencial biofertilizante en todas las fracciones, siendo especialmente abundante el grupo de bacterias fijadoras de nitrógeno, y destacando CEP3-SYN con los mayores valores en el caso de microbiota solubilizadora de fosfato (Figura 2A). Tras aplicar los extractos al suelo, se observó una presencia notable del tipo de grupos microbianos estudiados (Fij. N_2 y Sol. P), pero no significativamente mayor respecto al suelo control sin tratamiento (Figura 2B).

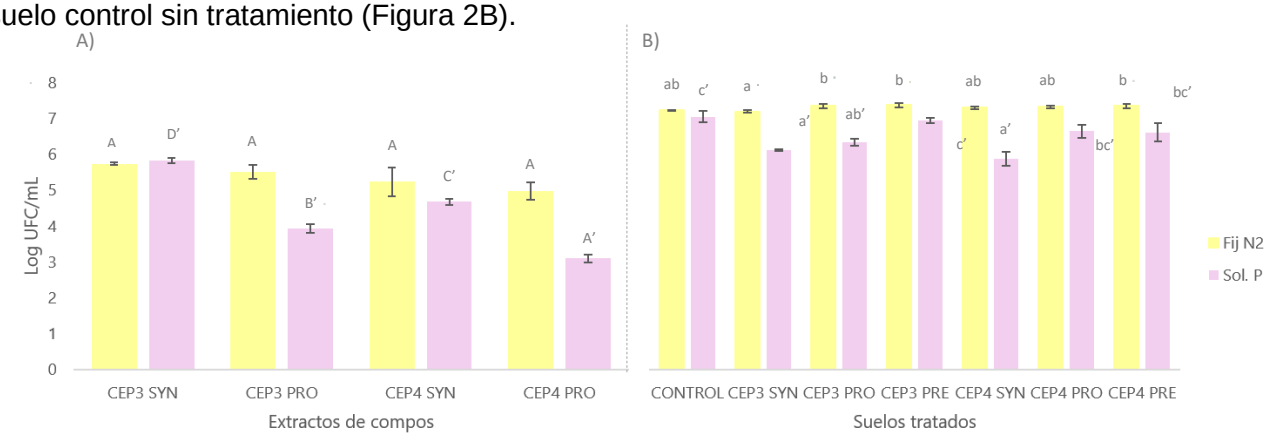


Figura 2. Recuentos de microbiota cultivable (Log UFC/mL) de bacterias fijadoras de nitrógeno y microorganismos solubilizadores de fosfato en las **(A)** fracciones (PRO, PRE y SYN) derivadas de Extractos de Compost (CEP3 y CEP4); y en los **(B)** suelos tratados con dichas fracciones, respecto a un suelo control sin tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos y en función del grupo microbiano estudiado ($p < 0,05$).

Teniendo en cuenta que estos resultados corresponden a una cuantificación de microorganismos estrictamente cultivables (Figura 2), es necesario ponerlos en conjunto con el global de la "materia oscura microbiana", incluyendo el papel de los microorganismos no cultivables y, de estos, la importante fracción no identificada, que está presente en matrices tan complejas como las muestras derivadas del compost y que contribuyen a modificar la estructura y composición de la microbiota en la rizosfera, logrando un efecto positivo sobre la fertilización y estimulación del sistema planta-suelo. Precisamente, en la Figura 3, aparecen representados géneros que contribuyen a este tipo de actividades, como *Rhizobium*, *Paenibacillus* o *Pseudomonas*, acompañados de un alto porcentaje de microbiota sin asignar, pero cuyo efecto en el sistema no se puede menospreciar. Además, en los suelos tratados, con mayor incidencia que en el suelo control, destacaron géneros como *Pseudomonas*, asociados a la producción de COV-

M con efecto activador de las defensas de los vegetales, pero también capaces de estimular el crecimiento de los cultivos, por ejemplo, compuestos como el dimetil disulfuro y el butanodiol.

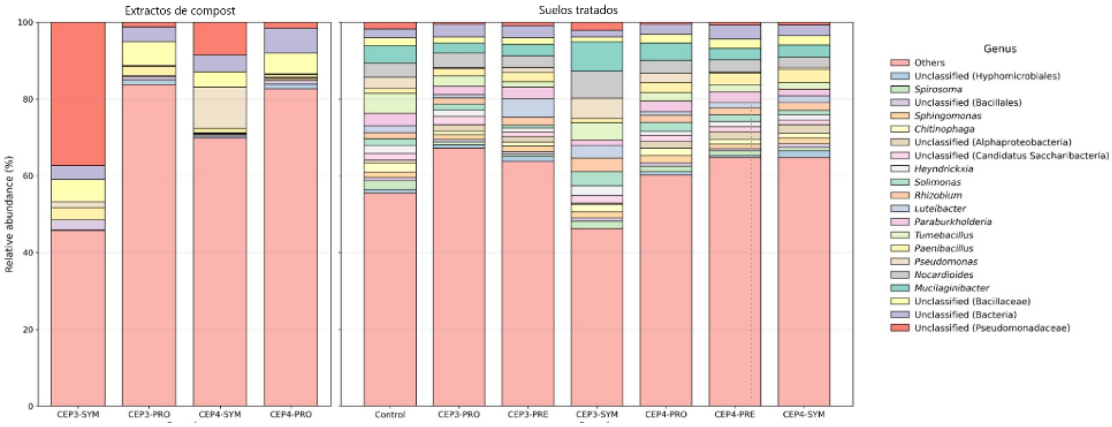


Figura 3. Gráfico de barras apiladas que muestra la abundancia relativa de variantes de secuencia de amplicones (ASV) bacterianas determinadas en los diferentes extractos (izquierda) y suelos tratados (derecha).

4. Conclusiones

Los extractos de compost constituyen una matriz idónea para el desarrollo de formulados bioestimulantes y biofertilizantes basados no sólo en la presencia de su microbiota beneficiosa capaz de estimular el crecimiento vegetal y activar sus defensas frente a patógenos, sino también en subproductos microbianos, como los compuestos orgánicos volátiles, cuya aplicación supone una novedosa alternativa agrobiotecnológica, que puede ser independiente de la presencia de microorganismos vivos y de grandes dosis de producto, facilitando su transferencia comercial.

5. Bibliografía

Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R., Bokulich, N.A., Abnet, C.C., y Al-Ghalith, G.A. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. Nature Biotechnology, 37, 852-857.

Douglas,G.M., Maffei, V.J., Zaneveld, J.R., Yurgel, S.N., Brown, J.R., Taylor, C.M., y Langille, M.G. (2020). PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. Nature Biotechnology, 38 (6), 685-688.

Estrella-González, M.J., López-González, J.A., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Jurado, M.M., Siles-Castellano, A.B., y Moreno, J. (2020). Evaluating the influence of raw materials on the behavior of nitrogen fractions in composting processes on an industrial scale. Bioresource Technology, 303,122945.

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(5), 400–409.

Ryu, C.-M., Farag, M. A., Huami, C.-H., Reddy, M. S., Kloepper, J. W., y Paré, P. W. (2003). Bacterial volatiles promote growth in Arabidopsis. Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS), 100(8), 4927–4932.

Zulfiqar, F., Moosa, A., Ferrante, A., y Hancock, J. T. (2023). Role of microbial volatile organic compounds in promoting plant growth and disease resistance in horticultural production. Membranes, 13(12), 903.

Zucconi. F, Pera A, Forte M., y Bertoldi M. (1981). Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle, 22, 54-57.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto COMPOBIOTICS (PID2023-149455OB-I00), subvencionado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España.

RESPUESTAS A LARGO PLAZO DEL CARBONO DEL SUELO Y DE LAS COMUNIDADES MICROBIANAS A LA FERTILIZACIÓN CON COMPOST Y BIOCHAR EN AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS BAJO UN ESCENARIO SIMULADO DE CAMBIO CLIMÁTICO

María José Carpio[1], Laura Lozano de Sosa[2], Olivier Mathieu[3], José Mariano Igual[4], María Teresa Domínguez[5], Juan Carlos García-Gil[1], César Plaza[1], Marco Panettieri[1]

[1]Instituto de Ciencias Agrarias ICA-CSIC.
[2]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla IRNAS-CSIC.
[3]Université Bourgogne Europe - Dijon (France).
[4]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca IRNASA-CSIC.
[5]Universidad de Sevilla.

Correo electrónico: mjose.carpio@ica.csic.es

Resumen: Los efectos a largo plazo del biochar sobre la estabilidad y mineralización del carbono orgánico del suelo (COS) y las comunidades microbianas siguen siendo poco conocidos, especialmente bajo distintos contextos de cambio climático y fertilización. En este trabajo se utilizó un experimento de campo de larga duración (> 10 años) para evaluar los efectos residuales del biochar sobre la sensibilidad térmica de la mineralización del COS (Q_{10}), el efecto priming inducido por residuos de trigo marcados con ^{13}C y la estructura microbiana mediante PLFAs. Se evaluó el efecto del biochar bajo condiciones ambientales y cambio climático simulado (+2 °C, −30% precipitación), y su interacción con distintas estrategias de fertilización mineral y orgánica (compost de RSU y lodos de depuradora). El biochar no modificó el Q_{10}, siendo la sensibilidad térmica determinada principalmente por el cambio climático y por el tipo de fertilización. En contraste, el biochar redujo significativamente el efecto *priming*, tanto en términos absolutos como normalizados por el COS y la biomasa microbiana, sugiriendo menor accesibilidad del COS nativo más que supresión de la actividad microbiana. El biochar también modificó la estructura microbiana, aumentando la abundancia relativa de bacterias Gram-negativas y reduciendo la de Gram-positivas, sin afectar la biomasa microbiana total. Estos resultados demuestran que los efectos residuales del biochar persisten a largo plazo bajo distintos contextos climáticos y de fertilización con compost y lodos de depuradora en agroecosistemas mediterráneos, respaldando su potencial como estrategia para la estabilización del COS y mitigación del cambio climático.

Palabras clave: Sensibilidad térmica (Q_{10}); Efecto priming; PLFAs; Mineralización del carbono; Biochar

1. Introducción

Los suelos agrícolas mediterráneos suelen presentar bajos contenidos de carbono orgánico, lo que contribuye a su degradación y vulnerabilidad frente a escenarios de cambio climático, en los que el aumento de temperatura y la mayor irregularidad hídrica pueden alterar la actividad microbiana y acelerar los procesos de mineralización del COS (Moreno y col., 2022). El biochar, producto de la pirólisis de biomasa en condiciones de oxígeno limitado, ha emergido como una enmienda prometedora para el secuestro y estabilización del COS debido a su elevada estabilidad química (Lehmann y col., 2011), aunque sus efectos dependen del envejecimiento en campo, las condiciones climáticas y el manejo agronómico. El biochar envejecido puede seguir afectando la estabilización del C años después de su aplicación (Weng y col., 2017), y su combinación con enmiendas orgánicas como el compost de RSU y los lodos de depuradora, que aportan pools de C lábiles, puede modificar la distribución y protección del COS entre fracciones particuladas y asociadas a minerales, favoreciendo su protección frente a la descomposición (Giannetta y col., 2024). A su vez, el biochar puede modular el efecto *priming* – que es la estimulación de la mineralización del COS nativo inducida por la adición de residuos frescos, como las enmiendas orgánicas – generando respuestas positivas, negativas o neutras según las características del biochar, las propiedades del suelo y el tiempo de evaluación (Singh y Cowie, 2014; Wang y col.,

2016). Las comunidades microbianas del suelo son los agentes directos de estos procesos, y su composición puede verse modificada por el biochar, por el tipo de fertilización y por el contexto climático (Moreno y col., 2022). En este estudio se utilizó un experimento de campo de larga duración en ambiente mediterráneo, establecido en 2012, para evaluar los efectos residuales del biochar sobre la dinámica funcional del COS y las comunidades microbianas. Por un lado, se evaluó el efecto del biochar bajo condiciones ambientales y bajo un escenario simulado de cambio climático (+2 °C, −30% de precipitación). Por otro lado, se evaluó la interacción del biochar con distintas estrategias de fertilización mineral y orgánica (compost de RSU y lodos de depuradora). Para ambos casos, se midieron las mismas variables: sensibilidad térmica (Q_{10}), efecto *priming* inducido por residuos de trigo marcados con ^{13}C, y estructura de las comunidades microbianas mediante PLFAs. Planteamos la hipótesis de que el biochar envejecido: (i) reduciría el Q_{10} de la mineralización del COS; (ii) atenuaría el efecto *priming* al disminuir la accesibilidad del COS nativo para los microorganismos; y (iii) modificaría la composición de las comunidades microbianas del suelo.

2. Material y Métodos

2.1 Ensayo de campo y muestreo de suelo

El estudio se realizó en un experimento de larga duración en la finca experimental "La Poveda" (ICA-CSIC), Madrid, España (40°19′N, 3°29′W; 534 m s.n.m.), con clima mediterráneo (Csa, 370 mm año^{-1}, 15 °C) y suelo Xerofluvent franco-arcilloso (Soil Survey Staff, 2014). El experimento siguió un diseño factorial de bloques completos al azar (n = 4): biochar (dos niveles) × fertilización (cuatro niveles: control sin fertilizar, fertilizante mineral, compost de RSU y lodos de depuradora), resultando en 32 parcelas experimentales (3 × 5 m²). En 2017, las parcelas con y sin biochar se dividieron en dos para analizar el biochar como factor principal (suelo sin enmienda vs. enmendado) y la manipulación climática como factor subparcela (condiciones ambientales vs. cambio climático simulado: +2 °C y −30% precipitación, mediante cámaras OTC y estructuras de exclusión de lluvia), resultando en 16 subparcelas experimentales. El biochar, producido a 600°C, se aplicó de 2012 a 2017 a 20 t ha^{-1} año^{-1} (100 t ha^{-1} total) y los fertilizantes se aplicaron anualmente según el N potencialmente disponible ajustado al cultivo, bajo rotación cebada–camelina en secano. El muestreo de suelo (0–15 cm) se realizó en septiembre de 2023; las muestras se homogeneizaron y tamizaron (< 2 mm). El suelo fresco se almacenó a −20 °C para análisis bioquímicos.

2.2 Sensibilidad térmica (Q_{10}), efecto priming y PLFAs

El Q_{10} se determinó con un respirómetro automatizado (Respicond X) a 5, 15, 25 y 35 °C (Bonnefoy-Claudet y col., 2025). El efecto priming se evaluó mediante incubación de microcosmos durante 84 días (30 g suelo, 20 °C): tres microcosmos por parcela recibieron residuos de trigo marcados con ^{13}C (5 mg g^{-1}; 10,4% ^{13}C; 37,6% C orgánico) y tres actuaron como controles. La producción de CO_2 se cuantificó por cromatografía de gases y el enriquecimiento de $^{13}CO_2$ con un espectrómetro Delta Ray (Thermo Fisher Scientific). La contribución del COS nativo y los residuos se separaron mediante un modelo isotópico de dos fuentes. La biomasa microbiana total y la abundancia relativa de bacterias Gram-positivas, Gram-negativas, actinobacterias y hongos se determinaron mediante análisis de PLFAs extraídos de 2 g de suelo liofilizado (Zelles, 1999) y cuantificados por cromatografía de gases con detector FID (Agilent 7890).

2.3 Análisis estadístico

Se realizaron dos análisis separados mediante modelos lineales mixtos (LMM) ajustados por REML (lmerTest, R v.4.3.1, Kenward–Roger). En el Análisis A, el biochar y el tratamiento climático se consideraron efectos fijos, con el bloque anidado en biochar como efecto aleatorio y

comparaciones post-hoc mediante corrección de Šidák. En el Análisis B, el biochar, el fertilizante y su interacción se consideraron efectos fijos, con el bloque como efecto aleatorio y comparaciones post-hoc mediante Tukey (emmeans). Las abundancias relativas de PLFAs se transformaron con arcoseno. Se estableció un nivel de significación de $p < 0,05$.

3. Resultados y Discusión

El biochar no afectó significativamente el Q_{10}, siendo factores determinantes el tratamiento climático, que lo redujo, y el tipo de fertilizante, con valores tendencialmente más elevados en compost y lodos, pero sin diferencias significativas con/sin biochar dentro de cada fertilizante (Figura 1). El biochar redujo significativamente el efecto priming absoluto, y el fertilizante también fue significativo; con diferencias con/sin biochar significativas bajo cambio climático y en el tratamiento con lodos, respectivamente. El mismo patrón se observó al normalizar por COS, con tendencias a la interacción biochar × clima y biochar × fertilizante. Al normalizar por biomasa microbiana, el biochar mostró una tendencia y el fertilizante fue significativo (Figura 2). La biomasa microbiana total no fue afectada por el biochar, aunque el tipo de fertilizante sí fue significativo, con valores mayores en los tratamientos con enmiendas orgánicas. El biochar aumentó las bacterias Gram-negativas y redujo las Gram-positivas. Las actinobacterias no fueron afectadas significativamente en ningún experimento. Los hongos tampoco mostraron efecto significativo del biochar, pero sí una interacción significativa biochar × fertilizante, con valores menores en biochar + compost (Figura 3).

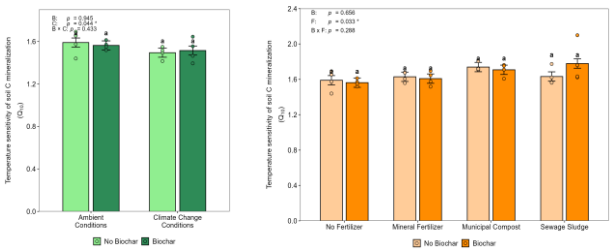


Figura 1. Sensibilidad térmica de la mineralización del COS (Q_{10}) en suelos con y sin biochar bajo distintos tratamientos climáticos (A) y de fertilización (B).

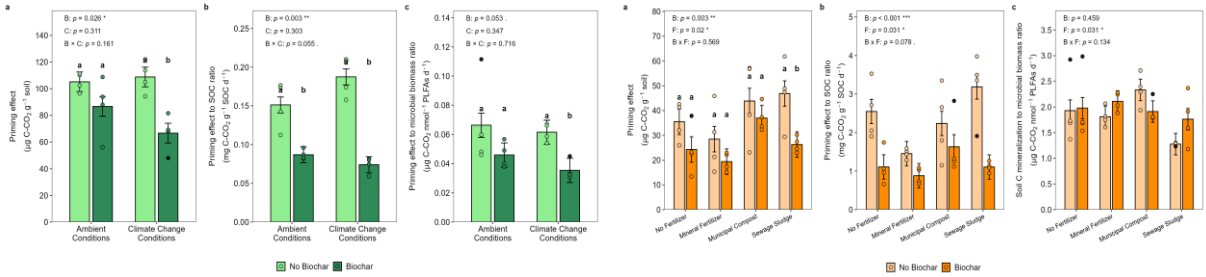


Figura 2. Efecto *priming* inducido por residuos de trigo marcados con ^{13}C en suelos con y sin biochar bajo distintos tratamientos climáticos (A) y de fertilización (B).

La ausencia de efecto del biochar sobre el Q_{10}, contrario a la hipótesis inicial, podría explicarse por la acumulación de C pirogénico recalcitrante en la fracción POM documentada por Giannetta y col. (2024) en el mismo ensayo, que reduciría la proporción de COS lábil más sensible a la temperatura, siendo la sensibilidad térmica determinada principalmente por las condiciones ambientales y la calidad del sustrato (Fang y col., 2014). En contraste, el biochar redujo significativamente el efecto *priming* en términos absolutos y normalizado por COS y biomasa microbiana, sugiriendo una menor accesibilidad del COS nativo más que una supresión de la actividad microbiana, coherente con Giannetta y col. (2024), quienes demostraron que el biochar

incrementa la protección física y química del COS especialmente con enmiendas orgánicas, y con la tendencia global hacia un efecto priming negativo o neutro según el tipo de biochar, suelo y tiempo transcurrido (Wang y col., 2016). Respecto a las comunidades microbianas, el biochar aumentó las bacterias Gram-negativas y redujo las Gram-positivas sin afectar la biomasa total, confirmando los datos de Moreno y col. (2022), y sugiriendo cambios en la disponibilidad de sustratos y estructura de microhábitats (Lehmann y col., 2011; Moreno y col., 2022); la interacción biochar × fertilizante en hongos sugiere que la respuesta fúngica podría estar modulada por la calidad del sustrato orgánico.

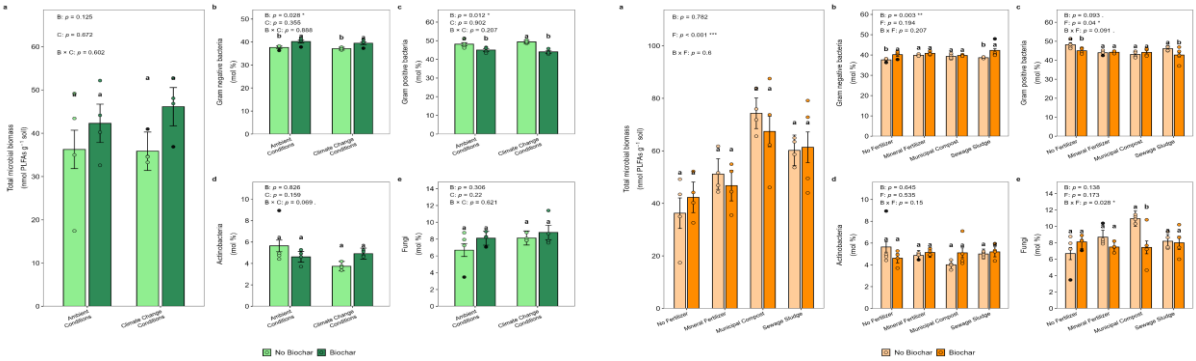


Figura 3. Comunidades microbianas en suelos con y sin biochar bajo distintos tratamientos climáticos (A) y de fertilización (B). Letras distintas indican diferencias significativas entre suelos con y sin biochar dentro de cada tratamiento ($p < 0,05$).

4. Conclusiones

Los efectos del biochar, bajo distintos escenarios climáticos y en co-aplicación con compost de RSU y lodos de depuradora, no alteraron la sensibilidad térmica del COS, pero redujeron el efecto *priming* y modificaron la composición de las comunidades microbianas, siendo estos efectos más pronunciados bajo condiciones de cambio climático y en suelos enmendados con lodos de depuradora. Estos resultados refuerzan el potencial del biochar como estrategia de manejo para aumentar la estabilidad del C del suelo y del C aportado por las enmiendas, mejorando la resiliencia de los agroecosistemas mediterráneos frente al cambio climático.

5. Bibliografía

Bonnefoy-Claudet C. et al. 2025. *Eur. J. Soil Sci.* 76: e70130.
Fang Y. et al. 2014. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191, 158-167.
Giannetta B. et al. 2024. *Agric. Ecosyst. Environ.* 360, 108777.
Lehmann J. et al. 2011. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812-1836.
Moreno J.L. et al. 2022. *Geoderma* 407, 115536.
Singh B.P., Cowie A.L., 2014. *Sci. Rep*. 4, 3687.
Wang J. et al. 2016. *GCB Bioenergy* 8, 512-523.
Weng Z.H. et al. 2017. *Nat. Clim. Change.* 7, 371-376.
Zelles L., 1999. *Biol. Fertil. Soils.* 29, 111–129.

6. Agradecimientos

Investigación financiada por la Comunidad de Madrid a través del proyecto CARESOIL-CM (TEC-2024/ECO-69). María J. Carpio agradece el apoyo del contrato postdoctoral JdC-F y de la ayuda de movilidad José Castillejo convocatoria 2024 para su estancia en la Unidad Biogéosciences, Université de Bourgogne (Francia). José M. Igual agradece a los proyectos CLU-2025-2-02 y DEEP-MaX-2024_IRNASA.

CUANTIFICACIÓN DE MICRO- Y NANOPLÁSTICOS EN LA FINCA EXPERIMENTAL LA POVEDA TRAS 10 AÑOS DE APLICACIÓN DE COMPOST DE RSU

Victoria Hernández López[1,2], Nazaret Ocaña de Nova[1], Miguel Izquierdo Díaz[2], Medina Veliu[1,3], Denis Courtier Murias[3], Olivier Mathieu[4], Mathieu Thevenot[4], Joeri Kaal[5], Marco Panettieri[1]

[1] Instituto de Ciencias Agrarias ICA-CSIC, Calle Serrano 115 bis, 28006 Madrid
[2] Universidad Politécnica de Madrid, Calle Alenza 4, 28003 Madrid
[3] Université Gustave Eiffel, Nantes (Francia) [4] Université de Bourgogne, Dijon (Francia)
[5] Pyrolyscience SLU Avda. Barcelona nº 33 15706 – Santiago de Compostela

Resumen: Los micro- y nanoplásticos (MNPs) son contaminantes emergentes y ubicuos que se acumulan en el suelo, modificando su estructura y funcionalidad. Este trabajo investiga la presencia de polímeros en suelos de Madrid analizando los suelos de la finca experimental "La Poveda", donde se evalúa la dinámica temporal de acumulación en la última década tras el uso de enmiendas tales como compost de residuo sólidos urbanos y lodos de depuradora. El objetivo principal es establecer un protocolo analítico basado en la reacción de Fenton para la oxidación de la materia orgánica y la pirólisis acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC-MS). Este método permite una cuantificación de MNPs por unidades de masa a pesar de las interferencias que puedan generar los compuestos presentes en la materia orgánica, y superando las limitaciones del recuento de partículas que se obtiene por los métodos de microscopía. Los resultados muestran que el compost de RSU es el principal factor de acumulación de MNPs en suelos, particularmente poliestireno, PVC y PE en la materia orgánica particulada. Sin embargo, su presencia se ha detectado también en parcelas que no recibieron aportes de enmiendas, confirmando la presencia ubiquitaria de esos contaminantes y una dinámica de acumulación en los últimos 10 años. El estudio contribuye al desarrollo de inventarios de fuentes y mecanismos de movilidad de MNPs, alineándose con las exigencias de la recién aprobada Soil Monitoring Law y el objetivo de "contaminación cero" del Pacto Verde Europeo.

Palabras clave: Lodos de depuradora; Enmiendas; Pirólisis analítica; Ley de monitoreo del suelo; Desarrollo metodológico.

1. Introducción

Actualmente se están generando más de 460 millones de toneladas de plástico, de las cuales más de un 40% corresponden a productos de un solo uso (UNEP, 2021). La baja biodegradabilidad de los plásticos que están sometidos a procesos de fragmentación fotoquímica y mecánica implica que tienden a acumularse en los ecosistemas en forma de micro- y nanoplásticos (MNPs) (Arif et al., 2024). Aunque gran parte de la atención científica y mediática se ha centrado en los ecosistemas marinos, investigaciones recientes han demostrado que la entrada de plásticos en sistemas terrestres oscila entre 10 y 40 millones de toneladas anuales, superando ampliamente las cifras estimadas para los mares y océanos (Bläsing y Amelung, 2018). En este contexto, la actividad agrícola desempeña un papel relevante, siendo una fuente directa de MNPs procedentes de materiales para acolchado, sistemas de riego, cubiertas y lonas para invernaderos, así como aditivos plásticos presente en los fertilizantes (Espí et al. 2006). Otra vía de entrada de MNPs en los suelos es el uso de enmiendas procedentes de la valorización de la fracción orgánica de los residuos domésticos, es decir, compost de RSU y digestato, o de los lodos de depuradora procedentes de las EDAR (Bläsing y Amelung, 2018). A pesar del esfuerzo para separar las fuentes de MNPs antes de llegar a las plantas de tratamiento de los RSU y de las aguas residuales, su variabilidad en términos de composición química, forma, tamaño y densidad hace prácticamente

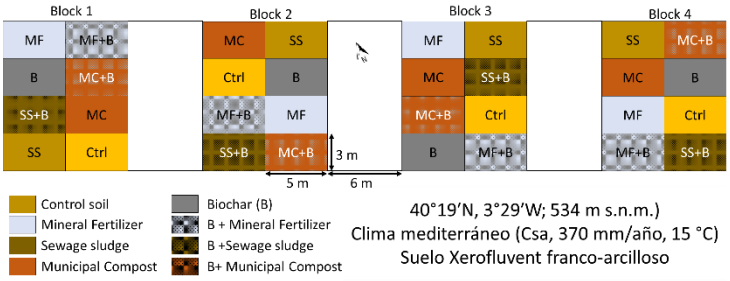
imposible eliminarlos. Las mismas características hacen que la dinámica y la movilidad de MNPs en los suelos sean prácticamente desconocidas, aunque estudios indican que pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas (Arif et al., 2024) y alterar las comunidades microbianas del suelo (Zettler et al., 2013). Además, los MNPs pueden alterar la cuantificación del carbono orgánico del suelo, sobre todo en fracciones ligeras como la materia orgánica (MO) particulada (Kaal et al., 2023). A pesar de los esfuerzos a nivel europeo para reducir considerablemente el uso de plásticos y que los MNPs se han incluido como factores que afectan a la salud de los suelos en la recién aprobada Ley de Vigilancia del Suelo (Directiva UE 2025/2360), aún no se ha desarrollado un método estándar para la cuantificación de MNPs en matrices sólidas. La mayor problemática se debe a que las técnicas más maduras, como la microscopía acoplada a espectroscopías de infrarrojo o Raman, no llegan a detectar partículas por debajo de un tamaño de unos pocos micrometros, dejando completamente inexplorado el campo de los nanoplásticos.

Este trabajo preliminar se ha centrado en el desarrollo de un método analítico de cuantificación de MNPs en suelos por pirólisis analítica acoplada a cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC-MS), una técnica que no tiene limitaciones en cuanto al tamaño de partículas (Veliu et al., 2026). Para valorar las dinámicas de acumulación, se analizaron muestras de suelo de 2015 y 2025 procedentes de un ensayo a largo plazo de una finca experimental, que recibe fertilización por lodos de depuradora y compost de RSU desde 2011. La hipótesis del trabajo es que las enmiendas constituyen una fuente de entrada de MNPs y que la pirólisis analítica es una técnica capaz de detectar las dinámicas de acumulación y redistribución de MNPs en suelos.

2. Material y Métodos

2.1. Área de estudio

Las muestras analizadas proceden del ensayo de larga duración CHARPOV, establecido en 2011 en la finca experimental del ICA-CSIC La Poveda (Arganda del Rey, Madrid) con el objetivo de evaluar el impacto de distintos fertilizantes en combinación con biochar sobre la salud del suelo.



El diseño experimental consta de 4 bloques completos al azar que se consideran réplicas de las parcelas experimentales, a las que se aplicaron distintas enmiendas como lodos de depuradora peletizados (Sewage Sludge, SS) y compost de RSU (Municipal Compost MC) procedente del Ecoparque de Toledo, entre otros, en una dosis equivalente a su N potencialmente disponible ajustadas al cultivo. Las muestras analizadas se tomaron a una profundidad de 0-15 cm en los años 2015 y 2025, se tamizaron a 2 mm, se secaron y se guardaron en frascos de plásticos (2015) o tarros de vidrio (2025). Además, las muestras de 2015 se fraccionaron según el método descrito por Plaza et al. (2013) en materia orgánica particulada libre (FR), intra macroagregados (MA), intra microagregados (MI) y materia orgánica asociada a minerales (MIN).

2.2. Preparación de las muestras

La eliminación de la MO es una etapa crítica en el pretratamiento de suelos, ya que forma agregados estables con los microplásticos y produce interferencias en los pirogramas que dificultan identificar los marcadores de MNPs. Para este estudio, las muestras se trataron mediante una oxidación de tipo Fenton, con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% en presencia de sulfato de hierro ($FeSO_4$), que elimina compuestos orgánicos en menos de una hora y sin afectar a los MNPs (Veliu et al., 2026). Actualmente, se está poniendo a punto un proceso de filtración que permite recuperar

y analizar el filtrado donde se acumulan los nanoplásticos para poder cuantificar también esas partículas. Se han realizado blancos en las mismas condiciones que las muestras, con el fin de corregir los resultados por la contaminación ambiental en el laboratorio, y se ha limitado el uso de materiales y tejidos plásticos. Los filtros empleados para recoger las muestras (tipo Whatman GFC porosidad 1,2 µm) se calcinaron previamente a 500 ºC para eliminar posibles contaminaciones. Tras el filtrado, los filtros en los que se recogen las muestras fueron molidos y analizados.

2.3. Pirólisis analítica

Las muestras se pirolizaron según las condiciones descritas en Veliu et. al (2026) en un pirolizador Frontiers Multi-Shot (EGA / PY-3030D) acoplado a un GC-MS Agilent 7890B/5977B. Las muestras y los blancos se doparon con un patrón interno de polifluoroestireno (PFS) para corregir al efecto matriz. Paralelamente, se analizaron rectas de calibración de los tres polímeros de interés (polietileno PE, polivinilcloruro PVC y poliestireno PS) en una matriz inerte de SiO_2 (Veliu et al. 2026). En el momento de redactar este documento, la cuantificación usando el patrón interno y las rectas de calibrado y el fraccionamiento de la MO de las muestras de 2025 aún no han sido completadas; por lo tanto, se muestran solo los valores de las áreas relativas a los marcadores de cada polímero, según la lista propuesta por Veliu et al. (2026).

3. Resultados y Discusión

A falta de llevar a cabo la cuantificación por unidades de masa teniendo en cuenta el patrón interno y las rectas de calibración, en la Figura 2 (Izquierda) se puede apreciar cómo las muestras de 2025 presentan valores ligeramente superiores en comparación a las de 2015. Aunque podría esperarse que, tras 10 años de aportes de lodos de depuradora y compost de RSU, la cantidad de MNPs haya aumentado considerablemente, los incrementos detectados son menores al 10%.

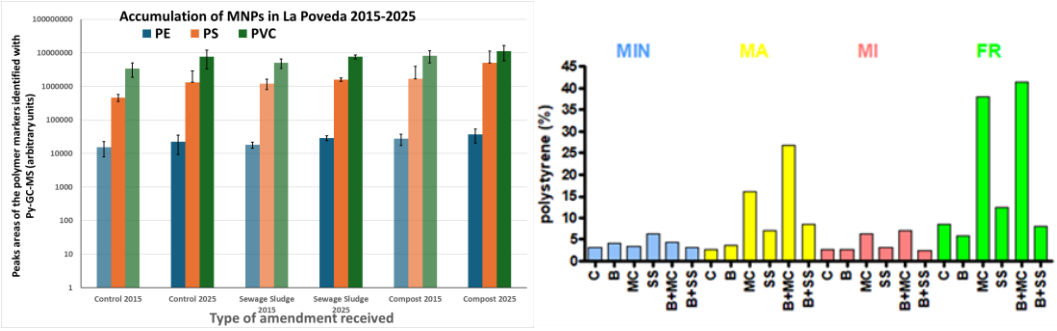


Figura 2. Izquierda: Áreas de los marcadores de Polietileno, Poliestireno y Polivinilcloruro identificados en los pirogramas para muestras de 2015 y 2025 en parcelas enmendadas con compost de RSU, lodos de depuradora y control. **Derecha:** contenido en poliestireno en la materia orgánica particulada libre (FR), intra microagregados (MI), intramacroagregados (MA) y asociada a minerales (MIN) en muestras de 2015.

Esto puede explicarse de varias maneras: (i) los tarros de plástico en los que se han almacenado las muestras de 2015 pueden haber contaminado dichas muestras. De confirmarse esta hipótesis tras analizar los contenedores, se confirmaría la importancia de manipular y almacenar las muestras minimizando todas formas de contaminación; (ii) las enmiendas han ido evolucionando a lo largo de los años, pasando de contener MNPs no degradables en mayor proporción a presentar MNPs menos abundantes y potencialmente más degradables. Esta hipótesis se corroborará analizando las muestras de enmiendas almacenadas.

En cuanto a las diferencias entre parcelas, se aprecia que el compost de RSU es la enmienda que aporta más MNPs, seguido por los lodos de depuradora y, por último, las parcelas control. Sin

embargo, las diferencias son moderadas y estadísticamente no significativas. Esto podría explicarse por la movilidad de los MNPs entre parcelas distintas, inducida por las condiciones meteorológicas y las operaciones de laboreo y siembra. En cuanto a la distribución de MNPs en las fracciones de MO en las muestras de 2015, la Figura 1 (Derecha) muestra cómo la MO particulada (FR) y la intra macroagregados (MA) son las fracciones con mayor cantidad de poliestireno, sobre todo las parcelas enmendadas con compost (MC y B+MC). Esto confirma la preocupación expresada por varios estudios que destacan cómo la contaminación por MNPs puede provocar una sobreestimación del carbono en las fracciones ligeras de la MO del suelo, afectando a las predicciones sobre el secuestro de carbono a nivel global (Kaal et al., 2023).

4. Conclusiones

Este trabajo preliminar muestra como la combinación de una oxidación Fenton, rápida y eficaz para eliminar parte de la materia orgánica sin afectar a los MNPs, junto con la pirólisis analítica es un método eficaz para identificar los MNPs en la matriz del suelo. Las correcciones por patrón interno y recta de calibrado permitirán cuantificar por unidades de masas. Los resultados preliminares confirman la acumulación de MNPs tras 10 años de aplicación de compost RSU y lodos de depuradora, siendo el efecto de esos últimos menos pronunciado en comparación con el compost. Sin embargo, los efectos, pendiente de la validación del método, son de una magnitud inferior a la esperada y la parcela control, sin aporte de enmiendas, muestra un nivel de contaminación inferior pero comparable a las otras parcelas y una dinámica temporal parecida. Por último, se confirma que los MNPs pueden afectar la cuantificación del carbono orgánico en la materia orgánica particulada.

5. Bibliografía

Arif, Y., Mir, A. R., Zieliński, P., …, Bajguz, A., 2024. *Microplastics and nanoplastics: Source, behavior, remediation, and multi-level environmental impact*. Journal of Environmental Management Vol. 356

Al-Azzawi, M. S. M., Kefer, S., Weißer, J., Reichel, J., Schwaller, C., Glas, K., Knoop, O., & Drewes, J. E., 2020. *Validation of sample preparation methods for microplastic analysis in wastewater matrices-Reproducibility and standardization*. Water (Switzerland), 12(9).

Bläsing, M. y Amelung, W., 2018. *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources*. Science of the Total Environment Vol. 612, pp. 422–435. Elsevier B.V.

Espí, E., Salmerón, A., Fontecha, A., García, Y., Real, A. I., 2006. *Plastic Films for Agricultural Applications*. Journal of Plastic Film & Sheeting, 22(2), 85–102.

UNEP United Nation Environment Programme, 2021. *From pollution to solution a global assessment of marine litter and plastic pollution*. https://www.unep.org/ (fecha de consulta: 12/06/2026)

Veliu, M., Kaal, J., De Oliveira, T., Goñi-Urtiaga, A., Courtier-Murias, D., …, Panettieri, M., 2026. *Microplastics quantification in organic-rich samples: the relevance of testing substrate-specific calibration curves*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 195, 107624.

Zettler, E. R., Mincer, T. J., Amaral-Zettler, L. A., 2013. *Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine Debris*. *Environmental Science and Technology*, *47*, 7137–7146.

Kaal, J., Goñi-Urtiaga, A., Wenig, P., Veliu, M., Moreno-Jiménez, E., Plaza, C., Panettieri, M., 2023. *Simultaneous molecular fingerprinting of natural organic matter and synthetic polymers (PE, PET, PP, PS and PVC) using analytical pyrolysis*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 175.

Plaza, C., Courtier-Murias, D., Fernández, J. M., Polo, A., Simpson, A. J., 2013. *Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration.* Soil Biology and Biochemistry, 57, 124–134.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de la Comunidad de Madrid a través del proyecto CARESOIL (TEC-2024/ECO-69).

ELABORACIÓN DE COMPOST FUNCIONALES MEDIANTE LA INOCULACIÓN CON MICROORGANISMOS PROBIÓTICOS DE ORIGEN ENDÓFITO

Francisca Suárez Estrella[1], Raúl Jiménez[1], Daniel Lorente-Escánez[1], A. Miñarro[1], A. Toribio[1], M. Jurado[1], J.A. López-González[1], M.R. Martínez-Gallardo[1], M.J. Estrella-González[1], R. Moral[2], M.J. López[1]

[1]Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología. Universidad de Almería, ceia3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, 04120, Almería.

[2]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, 03312 Orihuela, Alicante.

Resumen: La intensificación agrícola de las últimas décadas ha permitido aumentar de forma notable la producción mundial de alimentos, aunque a costa de generar impactos ambientales significativos, como la pérdida de biodiversidad edáfica. En este contexto, se plantean alternativas más sostenibles basadas en el uso de bioinsumos, entre los que destacan los microorganismos endófitos y las enmiendas orgánicas como el compost. El objetivo de este estudio fue desarrollar compost funcionales mediante la inoculación con microorganismos endófitos previamente aislados de plantas de tomate, calabacín y cardo. Tras su aislamiento, las cepas se caracterizaron por su potencial biofertilizante y fitoestimulante, siendo seleccionadas aquellas con mejores rasgos funcionales. Estas cepas fueron evaluadas en plántulas de pepino para comprobar su capacidad de establecimiento endofítico y su efecto positivo sobre el crecimiento vegetal bajo condiciones controladas. Posteriormente, las cepas seleccionadas se incorporaron a procesos de compostaje de residuos vegetales suplementados con biochar o estruvita. Finalmente se analizó la calidad del compost mediante el recuento de microorganismos solubilizadores de P, el contenido en P disponible y el Índice de Germinación. Cinco cepas endófitas destacaron por su capacidad para solubilizar fósforo, además de producir sideróforos, las cuales mostraron un efecto probiótico significativo en el crecimiento de plántulas de pepino. Su aplicación en el compostaje mejoró notablemente la calidad del producto final. En conclusión, el compost puede emplearse como vehículo eficaz para la incorporación de microorganismos endófitos beneficiosos, dando lugar a compost funcionales con mayor valor agronómico.

Palabras clave: biofertilizante, bioestimulante, biochar, estruvita, compostaje.

1. Introducción

El término “endófito” se utiliza para describir a los microorganismos que habitan en el interior de los tejidos vegetales (Khare et al., 2018). Estos microorganismos forman una asociación simbiótica con las plantas hospedadoras y comprenden principalmente bacterias y hongos. La colonización intra o intercelular de los tejidos vegetales constituye un rasgo característico del estilo de vida endofítico y refleja un proceso de interacción íntima y prolongada entre planta y microorganismo. Desde una perspectiva aplicada, numerosos endófitos actúan como probióticos internos, desempeñando funciones similares a las descritas para otros microorganismos rizosféricos que actúan como promotores del crecimiento vegetal. Entre sus principales mecanismos destacan la solubilización de nutrientes, la producción de fitohormonas, la mejora de la absorción mineral y la inducción de tolerancia frente a estreses bióticos y abióticos (Dey et al., 2019). Además, algunos endófitos contribuyen al control biológico de fitopatógenos mediante competencia por recursos, producción de compuestos antimicrobianos o activación de respuestas defensivas en la planta. No

obstante, a pesar de sus beneficios, el uso de bioinsumos microbianos se enfrenta al desafío de su *vehiculización* y entrega eficiente en el campo. Así, la hipótesis que se plantea en este trabajo es si una estrategia combinada que integre valorización de residuos vegetales, uso de aditivos y estructurantes, e inoculación de un consorcio formado por probióticos de origen endófito, daría lugar a un compost funcional con propiedades agronómicas y biológicas potenciadas. Por tanto, el objetivo de este estudio fue desarrollar compost funcionales mediante la inoculación de microorganismos endófitos previamente aislados y caracterizados a partir de plantas de tomate, calabacín y cardo.

2. Material y Métodos

Se utilizó como material de partida tejido vegetal de calabacín (*Cucurbita pepo*), tomate (*Solanum lycopersicum*) y cardo (*Cynara cardunculus*). Se aplicó un protocolo de desinfección superficial de los tejidos para eliminar la microbiota epífita, seguido de la siembra en medios de cultivo generales para el aislamiento de cepas endófitas. Las cepas aisladas fueron caracterizadas para determinar su potencial carácter promotor del crecimiento vegetal y biopesticida. Las pruebas funcionales incluyeron capacidad para solubilizar fósforo, potasio y calcio, producción de sideróforos, actividad quitinolítica, glucanolítica, proteolítica, celulolítica y lipolítica (Jiménez et al., 2025). Las cepas que demostraron multifuncionalidad se identificaron molecularmente mediante la secuenciación del gen ARNr 16S. Para verificar que los microorganismos seleccionados poseían la aptitud de colonizar internamente los tejidos, se realizaron bioensayos de inoculación en plántulas de pepino (*Cucumis sativus*) bajo condiciones controladas. La inoculación de las cepas fue además combinada con dosis bajas de fertilización química (NPK1/4, *Bio-Flower Natural Solution*, Flower S.A., España), y fue comparada con un grupo control tratado exclusivamente con solución nutricional a dosis estándar. Una vez conocido el potencial endófito de las cepas microbianas, se inocularon pilas de compost, en fase de enfriamiento, con un consorcio microbiano integrado por las 3 mejores cepas endófitas. El proceso de compostaje se llevó a cabo utilizando residuos vegetales como materia prima principal. Se evaluó, además, la adición de estruvita y biochar como aditivos al 10%. Al finalizar el proceso, se determinó la calidad del producto final mediante el recuento de microorganismos solubilizadores de fósforo, el contenido en P disponible (P Olsen, NF ISO 11263), y el cálculo del Índice de Germinación (IG) en semillas de berro (Zucconi et al., 1981). Los datos se analizaron estadísticamente mediante análisis de varianza y comparación de medias para $p < 0,05$. Los resultados se expresaron como media ± desviación estándar.

3. Resultados y Discusión

Se aislaron un total de 68 cepas bacterianas endófitas a partir de los tejidos vegetales procesados, aunque solo 15 de ellas mostraron rasgos interesantes relacionados con capacidad biofertilizante y/o biopesticida **(Tabla 1).** La prevalencia de géneros como *Pseudomonas, Enterobacter, Chryseobacterium* y *Weizmannia* coincide con los mayoritarios descritos en literatura científica como componentes esenciales del microbioma endófito (Khare et al., 2018; Mametja et al., 2025). Cabe destacar que la actividad lipolítica no estuvo representada en ninguno de los aislados analizados, lo que sugiere una especialización metabólica orientada a la interacción con la pared celular vegetal y la asimilación de exudados más que a la degradación de ceras o lípidos complejos. La capacidad de solubilizar P, K, Ca y producir sideróforos de manera simultánea es un rasgo importante, ya que los mejores efectos de estimulación vegetal derivan de la acción combinada de mecanismos biológicos complementarios en la rizosfera y el interior de la planta. En base a esta multifuncionalidad se seleccionaron cinco cepas, las cuales fueron identificadas como *Pseudomonas putida* 23B, *Weizmannia ginsengihumi* 53B, *Bacillus subtilis* 6B, *Chryseobacterium cucumeris* 51.2B y *Burkholderia anthina* 56B (**Tabla 1**).

Tabla 1. Caracterización e identificación de cepas endófitas con carácter biofertilizante y biopesticida (QUIT: actividad quitinolítica; LIP: actividad lipolítica; PROT: actividad proteolítica; K-SOL: solubilización de potasio; P-SOL: solubilización de fósforo; Ca-SOL: solubilización de Calcio; CEL: actividad celulolítica; GLUC: actividad glucanolítica; SID: producción de sideróforos).

CÓDIGO	IDENTIFICACIÓN	QUIT	LIP	PROT	K-SOL	P-SOL	Ca-SOL	CEL	GLUC	SID
23B	*Pseudomonas putida*	1	0	1	1	1	1	1	0	1
33B	*Klebsiella quasipneumoniae*	1	0	1	1	1	1	1	0	1
48B	*Pseudomonas putida*	1	0	1	1	1	1	1	0	1
15B	*Pseudomonas putida*	1	0	0	0	1	1	1	1	1
17B	*Enterobacter cloacae*	1	0	0	0	1	1	1	1	1
22B	*Enterobacter cloacae*	1	0	0	0	1	1	1	1	1
67B	*Pseudomonas aeruginosa*	1	0	1	1	1	1	0	0	1
53B	*Weizmannia ginsengihumi*	1	0	1	0	1	0	1	1	0
4B	*Enterobacter cloacae*	1	0	0	0	1	1	0	0	1
6B	*Bacillus subtilis*	0	0	1	0	1	0	1	1	0
10B	*Enterobacter cloacae*	0	0	0	0	1	1	0	1	1
32B	*Enterobacter cloacae*	1	0	0	0	1	1	1	0	0
51.2B	*Chryseobacterium cucumeris*	1	0	1	0	1	1	0	0	0
55B	*Enterobacter cloacae*	1	0	1	0	1	0	1	0	0
56B	*Burkholderia anthina*	1	0	0	1	1	0	1	0	0

Los bioensayos realizados en plántulas de pepino con las 5 cepas endófitas seleccionadas confirmaron un efecto probiótico notable sobre el crecimiento vegetal, especialmente en términos de desarrollo radicular (**Figura 1A**) y de incremento del Peso Fresco (**Figura 1B**).

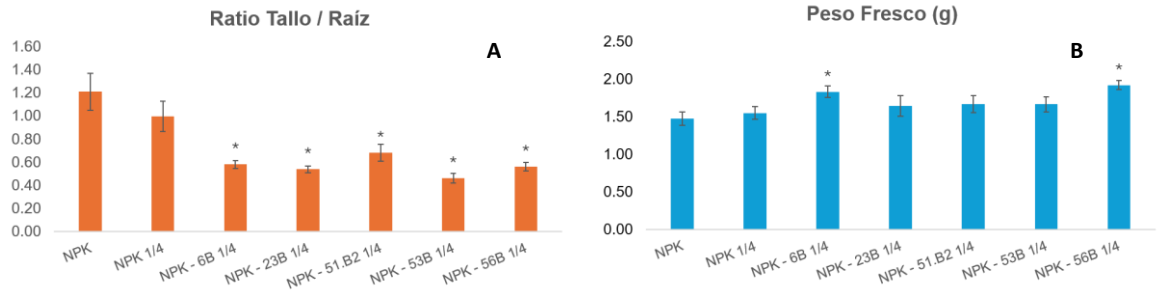


Figura 1. Efecto de la inoculación con cepas endófitas sobre el crecimiento de plántulas de pepino. A. Ratio Tallo/Raíz. B. Peso fresco (g). Los tratamientos que destacaron significativamente en comparación con los controles tratados solo con fertilización química (NPK y NPK1/4) se han marcado con un asterisco.

Finalmente, para la conformación del consorcio de inoculación en las pilas de compostaje, se seleccionaron tres cepas específicas debido a sus excelentes propiedades como probióticos ya que eran compatibles entre ellas (datos no mostrados): *Chryseobacterium cucumeris* 51B, *Weizmannia ginsengihumi* 53B y *Burkholderia anthina* 56B. La inoculación directa del proceso de compostaje con el consorcio microbiano endófito incrementó significativamente el contenido en P disponible especialmente en la pila adicionada con estruvita (**Figura 2A**), mientras que el biochar parece promover una mayor retención de este nutriente. Respecto al recuento de microorganismos solubilizadores de fósforo, este fue superior en todas las pilas que habían sido inoculadas con el consorcio, incluida la pila control sin aditivos (**Figura 2B**). Por otro lado, la combinación de biochar e inoculación con el consorcio endófito mejoró de manera notable la calidad agronómica del producto final, evidenciando un incremento del Índice de Germinación (**Figura 2C**).

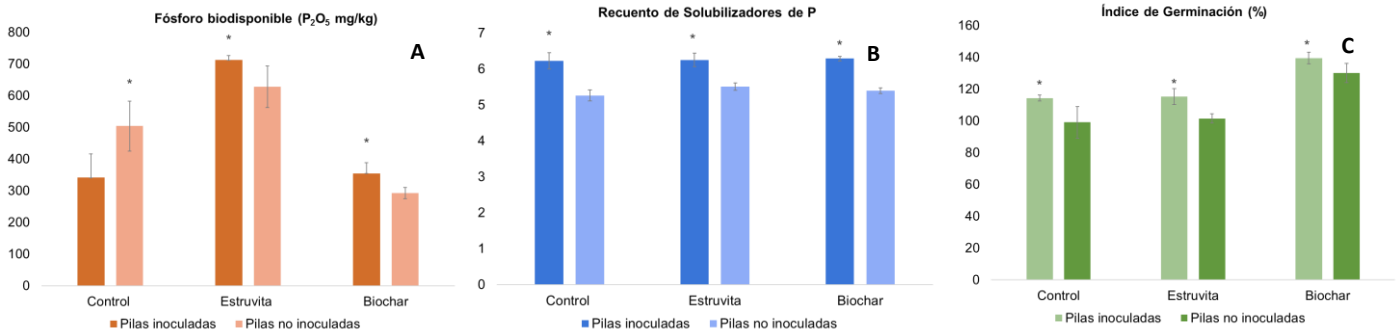


Figura 2. Efecto de la inoculación de procesos de compostaje con un consorcio de cepas endófitas sobre la calidad del producto final. A. Fósforo biodisponible (P_2O_5, mg/kg). B. Recuento de solubilizadores de P (UFC/mL). C. Índice de Germinación (%). Los tratamientos que destacaron significativamente en comparación con los controles sin aditivos se han marcado con un asterisco

4. Conclusiones

La inoculación de microorganismos endófitos probióticos durante el proceso de compostaje, combinada con la adición de biochar y estruvita, permitió obtener compost funcionales con mejores propiedades biológicas y agronómicas, incrementando la población de bacterias solubilizadoras de fósforo en el producto final y de fósforo biodisponible. Además, la combinación de biochar e inóculo microbiano dio lugar a mayores valores de Índice de Germinación, evidenciando una mejora en la calidad del compost.

5. Bibliografía

Dey P., Datta D., Saha D., Parida S., Panda, D., 2019. Plant-endophyte interaction and abiotic stress management. *Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.* 8, 2708–2716.

Jiménez R., Suárez-Estrella F., Martínez-Gallardo M.R., Jurado M.M., López-González J.A., Estrella-González M.J., Toribio A.J., Lerma-Moliz R., López M.J. 2025. Phytoprotective behaviour of compost extracts against aerial pathogenic fungi after rhizosphere application. *Environ. Technol. Innov.* 37,104062.

Khare E., Mishra J., Arora N.K., 2018. Multifaceted interactions between endophytes and plants. *Front. Microbiol.* 9, 2732.

Mametja N.M., Ramadwa T.E., Managa M., Masebe T.M., 2025. Recent Advances and Developments in Bacterial Endophyte Identification and Application: A 20-Year Landscape Review. *Plants (Basel).* 14(16):2506.

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

6. Agradecimientos

Proyecto COMPOBIOTICS (PID2023-149455OB-I00) financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD COMO ENMIENDA DEL SUELO DE ALPERUJO REVALORIZADO MEDIANTE DIGESTIÓN ANAERÓBICA O MEDIANTE BIOCONVERSIÓN CON MOSCA SOLDADO NEGRA (*HERMETIA ILLUCENS*)

Javier Hidalgo-Castellanos[1], Concepción Cervera Téllez[1], Antonio Dolce[2], Gabriel Delgado Calvo-Flores[1], Jesús Dionisio Fernández Bayo[1]

[1]*Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. España*

[2]*Department of Basic and Applied Sciences, University of Basilicata – Via dell'Ateneo Lucano 10, 85100, Potenza, Italy*

Resumen: La bioconversión de residuos agrícolas mediante larvas de mosca soldado negra (MSN) (*Hermetia illucens*) representa una estrategia de economía circular que permite transformar residuos en productos útiles para la agricultura. Este estudio comparó tres enmiendas orgánicas derivadas de la transformación de una mezcla de alperujo y estiércol de cabra: excremento o frass producido por la MSN tras la digestión de la mezcla (F), digestato obtenido tras digestión anaerobia y bioconversión larvaria de la mezcla (D1), y digestato obtenido solo por digestión anaerobia de la mezcla (D2). Las enmiendas se aplicaron a un suelo cultivado con lechuga. Aunque no aumentaron la biomasa respecto al control, sí mejoraron significativamente los niveles de N, P, K y materia orgánica del suelo natural. D1 mostró el mejor comportamiento fisiológico de las plantas, mientras que D2 presentó signos de fitotoxicidad. Los resultados indican que la bioconversión mediante MSN puede reducir compuestos perjudiciales presentes en los residuos y mejorar la fertilidad del suelo, aunque son necesarios más estudios para optimizar su uso.

Palabras clave: Digestato, Frass, economía circular, larva de mosca soldado negra, residuos agrícolas.

1. Introducción

La sostenibilidad agrícola depende de la calidad de suelo, ya que influye directamente en la productividad de los cultivos. Sin embargo, la degradación de los suelos agrícolas causada por la pérdida de materia orgánica, la erosión y el uso intensivo de fertilizantes químicos plantea la necesidad de desarrollar alternativas sostenibles [1]. En este contexto, la economía circular permite valorizar residuos orgánicos y reincorporarlos al sistema productivo [2].

Entre las diferentes tecnologías de revalorización de residuos agroindustriales encontramos la pirólisis para producir energía, digestión anaeróbica que genera biogás y la bioconversión con mosca soldado negra (MSN) (*Hermetia illucens*) que destaca por su capacidad para transformar residuos agroalimentarios en pienso para consumo animal [3]. Estas tecnologías producen como coproductos enmiendas del suelo que aportan nutrientes y materia orgánica, mejorando potencialmente las propiedades del suelo.

La lechuga (*Lactuca sativa var. longifolia*) se utilizó como cultivo modelo por su rápido crecimiento y sensibilidad a las condiciones edáficas [4]. El objetivo del estudio fue evaluar el potencial agronómico de distintas enmiendas derivadas de pirólisis, digestión anaerobia y bioconversión con *H. illucens* sobre la calidad del suelo y el desarrollo vegetal.

2. Material y Métodos

2.1 Materiales.

2.1.1 Suelo, Enmiendas orgánicas y Material Vegetal.

Se utilizó un suelo procedente de un olivar ecológico de Gójar (Granada). Se usaron cuatro tipos de enmiendas del suelo: a) Frass (F): excretas larvarias de *H. illucens* a partir de alperujo y estiércol de cabra (2:1), b) Digestato 1 (D1): digestato procedente de digestión anaerobia de alperujo y estiércol de cabra (2:1), seguido de bioconversión por larvas de *H. illucens,* c) Digestato 2 (D2): digestato obtenido mediante digestión anaerobia de estiércol de cabra y alperujo (1:1), d) Biochar (B): producto comercial obtenido por pirólisis controlada de biomasa. Y como material vegetal se utilizaron plántulas de lechuga (*Lactuca sativa* var, *longifolia,* cv. "Little Duende") de 30 días.

2.2 Diseño Experimental

El estudio se realizó mediante un ensayo en 30 microcosmos edáficos durante 40 días en condiciones controladas de fotoperiodo (Dia: 12h, 22 °C y 50 % H.R.; Noche: 12h, 20 °C y 60 % H.R.). Se evaluaron seis tratamientos con cinco repeticiones cada uno: C; C+NPK; F; D1; D2; F+B. Las enmiendas se incorporaron al suelo en proporciones del 2 % (p/p) excepto el biochar, que se añadió al 1 %.

2.3 Parámetros analizados.

2.3.1 Propiedades del suelo.

Conductividad eléctrica, pH, Carbono y materia orgánica, Nitrógeno total, Fósforo asimilable, Potasio asimilable, Carbonato cálcico equivalente, Capacidad de retención de agua.

2.2.2 Parámetros fisiológicos vegetales.

Biomasa parte aérea, Eficiencia fotosintética del fotosistema II por fluorimetría (Fv/Fm), Contenido total de clorofila.

2.4 Análisis estadístico

ANOVA de un factor para comparar los tratamientos. Prueba post hoc de Tukey HSD para diferencias entre grupos. $P<0.05$.

3. Resultados y Discusión

3.1 Efecto de las enmiendas.

Las enmiendas orgánicas derivadas de MSN mejoraron significativamente la calidad química del suelo respecto al control. Todos los tratamientos con residuos (F, D1, D2, F+B) incrementaron significativamente los contenidos de N, P, K, carbono orgánico y materia orgánica. Los mayores valores de carbono orgánico y materia orgánica se observaron en el tratamiento combinado de frass y biochar (F+B), mientras que los digestatos D1 y D2 destacaron por sus elevados niveles de K.

Estos resultados son consistentes con estudios que señalan que el frass de *H. illucens* presenta interés agronómico por su aporte de nutrientes, materia orgánica y microorganismos beneficiosos [3]. De forma similar, el frass de larvas de mosca soldado negra puede aumentar el contenido residual de nutrientes y la actividad enzimática del suelo en ensayos con lechuga. Sin embargo, el aumento de nutrientes del suelo no se traduce necesariamente en un mayor crecimiento vegetal [5].

Por otro lado, la conductividad eléctrica disminuyó después del cultivo de lechuga en todos los tratamientos. Sin embargo, este efecto fue especialmente relevante en el D2 que presentó inicialmente los valores más altos de conductividad y mayor riesgo por su elevada concentración de sales. Este hecho podría haber generado estrés osmótico y fitotoxicidad, limitando el crecimiento de las plantas [6].

3.2 Efecto de los tratamientos sobre Lactuca sativa.

3.2.1 Biomasa vegetal

Los resultados de biomasa confirmaron las observaciones visuales. El tratamiento NPK obtuvo los mayores pesos fresco y seco, mientras que D2 registró los valores más bajos. El resto de tratamientos orgánicos mostraron rendimientos intermedios, sin superar al control.

La relación peso fresco/peso seco (PF/PS), utilizada como indicador del estado hídrico de las plantas, fue máxima en NPK y mínima en D2. Esto indica una mejor hidratación y desarrollo vegetal en el tratamiento fertilizado químicamente y una situación de mayor estrés en el digestato D2. Este efecto se asocia a un desequilibrio osmótico que limita la absorción de agua y nutrientes, provocando estrés fisiológico [7].

Los parámetros de crecimiento vegetal mostraron diferencias significativas entre tratamientos evidenciando que una mayor concentración de nutrientes en el suelo no siempre implica mayor desarrollo vegetal., ya que factores como la disponibilidad real de nutrientes, la velocidad de mineralización y la presencia de compuestos fitotóxicos, como los polifenoles presentes en residuos de origen vegetal, pueden limitar el crecimiento vegetal [8], [9].

3.2.2 Estado del sistema fotosintético.

La eficiencia fotosintética (Fv/Fm) mostró que D1 fue el tratamiento orgánico con mejor respuesta fisiológica, alcanzando valores similares a los obtenidos en el control y en NPK, cercanos al valor óptimo para plantas sanas (0,8). Este resultado puede relacionarse con lo descrito en un estudio [10], donde se mostró que la fertilización con frass de *H. illucens* en lechuga podía favorecer la actividad fotosintética y el funcionamiento del fotosistema II.

Respecto al contenido de clorofila, NPK registró los valores más elevados. Entre las enmiendas orgánicas, D1 volvió a destacar como el tratamiento con mejores resultados. D2 mostró el contenido más bajo de clorofila, coherente con su reducido crecimiento y baja eficiencia fotosintética. El mayor contenido de clorofila en D1 frente a los demás tratamientos orgánicos podría indicar una respuesta fisiológica frente a la presencia de nutrientes disponibles implicados en la síntesis de clorofila, especialmente nitrógeno, corroborado por estudios donde el uso de frass de MSN se ha asociado con cambios en el crecimiento vegetal, el estado nutricional y el contenido de clorofila foliar [11].

4. Conclusiones

Todas las enmiendas estudiadas, incluso las derivadas de la mosca soldado negra, produjeron un aumento del contenido de nutrientes y materia orgánica en el suelo. Sin embargo, no se tradujeron en aumento de la producción vegetal.

El Digestato 1 fue el tratamiento más prometedor, combinando una mejora del suelo con un buen desarrollo vegetal y una elevada eficiencia fotosintética. Al contrario que el Digestato 2 que presentó problemas de salinidad y efectos fitotóxicos, sugiriendo que la acción de la mosca soldado negra permite mejorar la valorización de residuos al eliminar productos potencialmente fitotóxicos.

5. Bibliografía

Bünemann EK, Bongiorno G., et al. 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biol Biochem*. 120, 105-125.
Palma L., Fernandez-Bayo J., et al. 2019. Managing high fiber food waste for the cultivation of black soldier fly larvae. *Sci Food*. 3, 15.

Veldkamp T, van Rozen K, Elissen H, van Wikselaar P, van der Weide R. 2021. Bioconversion of digestate, pig manure and vegetal residue-based waste operated by black soldier fly larvae, *Hermetia illucens L*. (*Diptera: Stratiomyidae). Animals*. 11(11).

Hong J, et al. 2022. Evaluation of the effects of nitrogen, phosphorus, and potassium on the growth, yield, and quality of lettuce (*Lactuca sativa L*.). *Agronomy*;12(10):2477.

Esteves E, et al. 2022. Black soldier fly larvae frass increases the soil's residual nutrient content and enzymatic activity in lettuce cultivation. *J Insects Food Feed*. 8 (5):491-502.

Fedeli R, Vannucchi F, Celletti S, Maienza A, Trevisan M, Simoni A, et al. 2023. Comparison of the effect of solid and liquid digestate on the growth of lettuce (*Lactuca sativa L*.) plants. *Agronomy*. 2023;13(3):782.

Chojnacka K, Mikula K, Izydorczyk G, Skrzypczak D, Witek-Krowiak A, Moustakas K. 2023. Digestate management and its agricultural use: Opportunities and limitations. *Bioresour Technol*. 367:128269.

Cardarelli M, El Chami A, Iovieno P, Rouphael Y, Bonini P, Colla G. 2023. Organic fertilizer sources distinctively modulate productivity, quality, mineral composition, and soil enzyme activity of greenhouse lettuce grown in degraded soil. *Agronomy*. 13(1):194.

Cervera-Mata A, Navarro-Alarcón M, Rufián-Henares JA, Pastoriza S, Montilla-Gómez J, Delgado G. 2020. Phytotoxicity and chelating capacity of spent coffee grounds: Two contrasting faces in its use as soil organic amendment. *Sci Total Environ*. 717:137247.

Sawinska Z, Świątek S, Kaczmarek Z, Wolna-Maruwka A. 2024. *Hermetia illucens* frass fertilization: A novel approach for enhancing lettuce resilience and photosynthetic efficiency under drought stress conditions. *Appl Sci.* 14(6):2386.

Chavez MY, Uchanski ME, Nair A. 2024. Impacts of black soldier fly, *Hermetia illucens*, larval frass on lettuce and arugula production. *Front Sustain Food Syst*. 8:1399932.

6. Agradecimientos

Este trabajo es parte del proyecto de I+D+i PID2024-161122OB-I00 financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, la agencia Estatal de Investigación (MICIU/AEI/10.13039/501100011033/) y del proyecto C.EXP.317.UGR23 cofinanciado/a por la Consejería de Universidad, Investigación e Innovación y por la Unión Europea con cargo al Programa FEDER Andalucía 2021-2027.

BIOPROSPECCIÓN DE MICROORGANISMOS PRESENTES EN COMPOST DE RESIDUOS HORTÍCOLAS PARA LA OBTENCIÓN DE UN FORMULADO FITOESTIMULANTE

López-González, J.A. [1]*, Jurado, M.M.[1], Martínez-Gallardo, M.R.[1], Lorente-Escánez, D.[1], Estrella-González, M.J.[1], Suárez-Estrella, F.[1], Toribio, A.J.[1], Gómez, J.M.[2], López, M.J.[1]

[1]*Departamento de Biología and Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Agrifood Campus of International Excellence, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería.*

[2]*Zenagro S.L., 04745, La Mojonera, Almería.*

Correo electrónico: jlopezgonzalez@ual.es

Resumen: En la actualidad, el incremento irrefrenable de los costes de los productos agroquímicos clásicos ha acentuado el interés empresarial por el desarrollo de formulados biofertilizantes que promuevan una agricultura menos dependiente de la situación geopolítica. Ante esta realidad, la búsqueda de nichos ecológicos donde hallar microbiota biofertilizante ha sido bien desarrollada. Para ello, el microbioma del compost se ha presentado como un entorno apropiado para la obtención de aislados de marcado carácter biofertilizante. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue la generación de una formulación fitoestimulante constituida sobre un extracto de compost fortalecido con un extracto acelular de una cepa microbiana de reconocida capacidad fitoestimulante. Para esto, se efectuó una bioprospección buscando capacidad fitoestimulante entre aislados procedentes del compostaje de residuos hortícolas. Posteriormente, se realizó un estudio para producir, empleando sustratos económicos, la cepa seleccionada. Tras lo anterior, se llevó a cabo un estudio sobre la adición de extracto acelular de la cepa sobre diferentes formulaciones estables de té de compost para evaluar su impacto en cultivos hortícolas. Los resultados pusieron de manifiesto la presencia de cepas de carácter fitoestimulante en compost. Además, se seleccionó una cepa concreta del género *Bacillus* que presentó un marcado efecto fitoestimulante incluso a través del uso de extractos acelulares del cultivo (IG>130% en berro). Los ensayos posteriores manifestaron que se trata de una especie fácilmente cultivable empleando sustratos económicos y estable en los extractos de compost generados. Por lo tanto, se pudo producir un formulado fitoestimulante de sumo interés para la agricultura actual, con amplia cuota de mercado.

Palabras clave: *biofertilizante*, *extracto de compost*, *IG*, *bioestimulante*, *formulación*

1. Introducción

La masificación de la agricultura intensiva y del uso de fertilizantes químicos han sido determinantes para satisfacer la demanda alimentaria de una población en constante crecimiento. No obstante, la dependencia de este modelo agrícola se ha visto intensificada ante el incremento de diferentes estreses abióticos, como la sequía, la salinidad o el aumento de las temperaturas, asociados al cambio climático (Nadarajah & Abdul Rahman, 2023). A esto se suma la necesidad de hacer frente a la erosión de los suelos derivada del uso generalizado de prácticas agrícolas como la labranza, que favorece la liberación de carbono a la atmósfera. Este proceso no solo reduce la

resiliencia del suelo frente a diversos factores de estrés, sino que también contribuye al cambio climático (Olsson y col. 2023).

La búsqueda de una agricultura más sostenible ha impulsado numerosas investigaciones orientadas al desarrollo de alternativas, como los biofertilizantes, que permitan incrementar la productividad de los cultivos de manera eficiente y respetuosa con el medio ambiente. Los avances en estos trabajos han permitido la salida comercial de productos biofertilizantes que ganan cuota de mercado con el avance del tiempo. Por tanto, el objetivo principal del presente trabajo fue la generación de un producto biofertilizante con salida comercial, constituido por una cepa bacteriana de reconocida capacidad para la promoción vegetal.

2. Material y Métodos

2.1 Selección de microorganismos a partir de su potencial biofertilizante

A partir de muestras de compost maduro, se aislaron 6 cepas y se evaluó su capacidad para promocionar actividades biofertilizantes *in vitro*, seleccionando las más eficientes para ensayos posteriores.

2.2 Ensayo de IG en extractos celulares y acelulares

Se realizó un ensayo *in vitro* mediante el cual se analizó el efecto de los extractos celulares y acelulares sobre la germinación y el crecimiento de semillas de berro (*Lepidium sativum*). En primer lugar, se prepararon los extractos acuosos a partir de cultivos bacterianos en Caldo Nutritivo, incubados a 30 ºC durante 24 h con agitación a 120 rpm. Para obtener los extractos abióticos, parte del cultivo se filtró a través de un filtro estéril de 0,45 µm, mientras que el cultivo sin filtrar se consideró extracto celular. Ambos se diluyeron hasta alcanzar una concentración 1/1000 en agua destilada estéril. Posteriormente, se emplearon estos extractos en un test de germinación de acuerdo con la metodología descrita por Zucconi y col. (1985).

2.3 Estudio del crecimiento de las cepas en medios de cultivo de bajo coste

Se elaboraron 16 medios de cultivo cuyas fuentes de carbono y nitrógeno variaron en proporción y concentración con el objetivo de evaluar cuál es la combinación que permite el mejor crecimiento de la cepa con el menor coste posible. Para ello, se utilizó una fuente de carbono de bajo coste compuesta por melaza de caña de azúcar y como fuente de nitrógeno, extracto de levadura de la casa comercial Duchefa Biochemie®. Los medios de cultivo estaban además compuestos por una solución de sales (Peng y col., 2015) que los suplementa con todos los nutrientes necesarios para el crecimiento bacteriano. Una vez terminados, los matraces fueron inoculados con las cepas para determinar el crecimiento a las 24, 48 y 72 h. Una vez incubados, se determinaron los recuentos de la cepa biofertilizante presente.

2.4 Desarrollo de extractos acuosos de compost bioaumentados

Para obtener una formulación líquida prototipo, se emplearon extractos acuosos de compost como matriz orgánica para su inoculación con la cepa seleccionada. Los extractos fueron bioaumentados mediante la adición de la fracción celular y del extracto acelular procedentes del cultivo de la cepa en el medio de bajo coste optimizado. Sobre ellos, se realizó la cuantificación de grupos funcionales asociados a actividades de interés biofertilizante, así como el estudio del índice de germinación de extractos de compost bioaumentados en pepino y berro.

3. Resultados y Discusión

3.1 Selección de la cepa con potencial fitoestimulante

Entre los tratamientos evaluados, la fracción acelular de una cepa de *Bacillus*, presentó índice de germinación más elevado, alcanzando un valor del 151%. Este resultado fue significativamente superior al observado en el resto de tratamientos, cuyos valores se situaron en torno al 110%. La elevada respuesta observada con la fracción acelular de esta cepa podría estar relacionada con la presencia de metabolitos extracelulares con actividad fitoestimulante. De esta forma, esta cepa de *Bacillus* se consolidó como la más prometedora para continuar con los siguientes ensayos, tanto por su elevada capacidad promotora del crecimiento vegetal, como por los beneficios potenciales que suponen la utilización de los extractos acelulares frente al uso de microorganismos vivos, especialmente en términos de estabilidad, formulación y comercialización del producto final (Pellegrini et al., 2020).

3.2 Producción de la cepa en medios de cultivo de bajo coste

La cepa seleccionada alcanzó una excelente capacidad para generar biomasa tras 24 horas de cultivo, alcanzando las 10 unidades logarítmicas por mL, a partir de medios de cultivo elaborados con componentes de bajo coste como la melaza de caña y extracto de levadura. Una combinación que permite minimizar los gastos económicos manteniendo los estándares comerciales requeridos.

3.3 Efecto fitoestimulante de extractos de compost bioaumentados

El extracto bioaumentado con la fracción acelular incrementó significativamente el IG tanto en berro como en pepino, alcanzando valores superiores al 110%, dentro del rango fitoestimulante (**Figura 1**). Este incremento podría estar relacionado con la incorporación al extracto de compost de compuestos extracelulares con potencial fitoestimulante generados durante el cultivo. Esta interpretación es coherente con estudios previos que han descrito efectos positivos de los extractos de compost fortificados microbianamente sobre el índice de germinación (Lorente-Escanez et al., 2026).

Pero, además el uso del extracto acelular no se reduce a generar un deseado efecto beneficioso sobre las plantas. Modificó de forma sustancial la presencia de las poblaciones de microorganismos biofertilizantes presentes en los extractos de compost. Los resultados obtenidos sugieren que la fracción acelular favoreció el enriquecimiento de determinados grupos funcionales cultivables de la microbiota nativa del extracto de compost, posiblemente por el aporte de compuestos extracelulares generados durante el cultivo de *Bacillus*.

4. Conclusiones

La evaluación del índice de germinación en semillas de berro y pepino confirmó que el extracto de compost bioaumentado con la fracción acelular de la cepa seleccionada de *Bacillus* ejerce un claro efecto fitoestimulante, con índices de entre 110 y 120% en ambas especies, frente al efecto inocuo de los extractos control y celular. Estos resultados, junto su capacidad de remodelación de poblaciones microbianas beneficiosas del compost, evidenciaron un beneficio dual que otorga a este extracto un gran valor y potencial como biofertilizante.

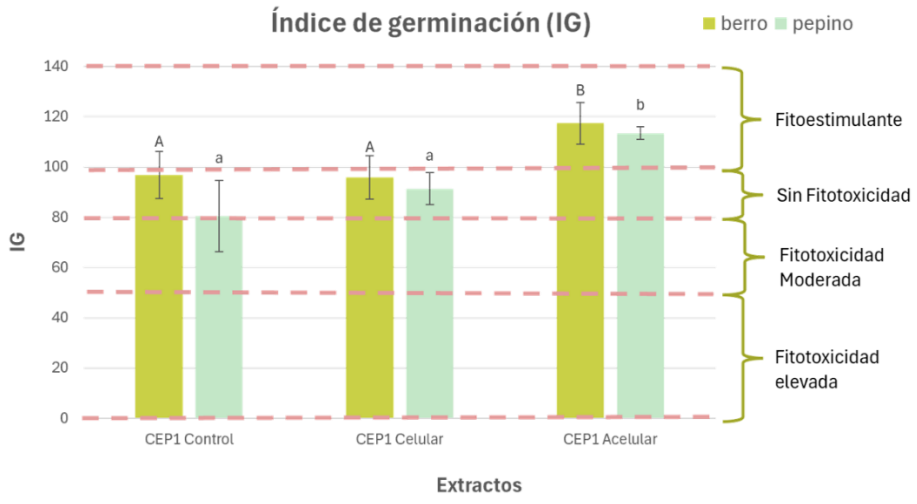


Figura 1. comparativa del índice de germinación en semillas de berro y pepino inoculadas mediante extractos de compost bioaumentados con *Bacillus*. Control: extracto acuoso de compost sin inóculo. Celular: extracto acuoso de compost inoculado con fracción celular de *Bacillus*. Acelular: extracto acuoso de compost inoculado con fracción acelular de *Bacillus.* Letras (A-B): Grupos de homogeneidad obtenidos en los test de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher en función del índice de germinación. Los grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

5. Bibliografía

Lorente-Escánez, D., Suarez-Estrella, F., Jurado, M. M., López-González, J. A., Estrella-González, M. J., Martínez-Gallardo, M. R., Toribio, A. J., Jiménez, R., Lerma-Moliz, R., López, M. J., 2026. Harnessing microbially fortified compost extracts to enhance rhizosphere dynamics and sustainably suppress *Fusarium* wilt in tomato. Resour. Environ. Sustain., 26, 100348. https://doi.org/10.1016/j.resenv.2026.100348

Nadarajah, K., Abdul Rahman, N. S. N., 2023. The Microbial Connection to Sustainable Agriculture. Plants, 12, 2307. https://doi.org/10.3390/plants12122307

Olsson, L., Cotrufo, F., Crews, T., Franklin, J., King, A., Mirzabaev, A., Scown, M., Tengberg, A., Villarino, S., Wang, Y., 2023. The State of the World's Arable Land. Annu. Rev. Environ. Resour., 48, 451-475. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112320-113741

Pellegrini, M., Pagnani, G., Bernardi, M., Mattedi, A., Spera, D. M., Gallo, M. D., 2020. Cell-Free Supernatants of Plant Growth-Promoting Bacteria: A Review of Their Use as Biostimulant and Microbial Biocontrol Agents in Sustainable Agriculture. Sustainability, 12, 9917. https://doi.org/10.3390/su12239917

Peng, Y., He, Y., Wu, Z., Lu, J., Li, C., 2015. Screening and optimization of low-cost medium for *Pseudomonas putida* Rs-198 culture using RSM. Braz. J. Microbiol., 45, 1229-1237. https://doi.org/10.1590/s1517-83822014000400013

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), Composting of Agricultural and Other Wastes. Elsevier Applied Science Publication, New York, pp. 73–86.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto "MICRO-ACT, Microbiología aplicada para la calidad de suelos y transformación de residuos" encuadrado en la iniciativa UAL-TRANSFIERE 2025 de la Universidad de Almería cofinanciado con fondos de la empresa Zenagro S.L.

ESTRATEGIAS DE FORMULACIÓN DE EXTRACTOS BIÓTICOS DE COMPOST PARA LA PROMOCIÓN DEL CRECIMIENTO VEGETAL Y EL ENRIQUECIMIENTO DE LA MICROBIOTA ASOCIADA

Daniel Lorente-Escánez[1], Francisca Suárez-Estrella[1], Macarena M. Jurado[1], Ana J.Toribio[1], Juan A. López-González[1], María J. Estrella-González[1], Raúl Jiménez[1], Anabel Miñarri-Padilla[1], José A. Sáez[2], Raúl Moral[2], María J. López[1]

[1]Área de Microbiología. Dpto. Biología y Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, ceiA3, CIAIMBITAL. La Cañada de San Urbano s/n, E04120, Almería, España.

[2]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, E03312 Orihuela, Alicante, España.

Correo electrónico: dle511@ual.es

Resumen: Los extractos de compost son bioproductos líquidos obtenidos a partir de compost maduro, con potencial para mejorar el crecimiento vegetal y la tolerancia frente a estreses bióticos. Su actividad se asocia a la presencia de microorganismos beneficiosos, sustancias húmicas y nutrientes solubles; no obstante, su eficacia depende en gran medida de la formulación y del modo de aplicación, aspectos todavía poco explorados. En este trabajo se desarrollaron y evaluaron distintas formulaciones de extractos de compost orientadas a maximizar su efecto biofertilizante. Se ensayaron aplicaciones foliares combinadas con tensioactivos (lecitina de soja y Tween 20), sistemas de liberación gradual en rizosfera mediante encapsulación en alginato con carboximetilcelulosa y goma arábiga, y aplicaciones por riego junto con biochar e hidrochar como soportes orgánicos. Las formulaciones se evaluaron *in vivo* en plántulas de pepino mediante la evaluación de parámetros agronómicos y la cuantificación de grupos microbianos rizosféricos vinculados a la promoción vegetal, como fijadores de nitrógeno, solubilizadores de nutrientes y productores de sideróforos. En los tratamientos foliares se analizó además la microbiota epífita y endófita. Los resultados mostraron que la formulación condiciona significativamente la eficacia de los extractos bióticos de compost. La lecitina de soja favoreció la colonización epífita y endófita, mientras que la encapsulación y la aplicación rizosférica promovieron un incremento de la biomasa y el desarrollo aéreo. Estas respuestas coincidieron con una mayor abundancia de grupos microbianos funcionales, especialmente cuando se empleó hidrochar como soporte, evidenciando el potencial de estas formulaciones como bioinsumos de alto valor agronómico.

Palabras clave: Extractos de compost, bioformulaciones, fitopromoción, microbiota vegetal

1. Introducción

En el marco del Pacto Verde Europeo, la estrategia “De la Granja a la Mesa” establece como objetivo reducir el uso de fertilizantes sintéticos en al menos un 20% para 2030, promoviendo sistemas agrarios más sostenibles y compatibles con la economía circular (Campana et al., 2025). Entre estas alternativas, los extractos de compost han adquirido especial relevancia como biofertilizantes, al combinar la valorización de residuos orgánicos con la posibilidad de aportar compuestos bioactivos y nutrientes de rápida disponibilidad. Estos extractos constituyen matrices líquidas complejas, ricas en nutrientes solubles, materia orgánica, sustancias húmicas, metabolitos bioactivos y microorganismos beneficiosos, cuya composición depende en gran medida del material de partida, y las condiciones de extracción empleadas (Yin et al., 2025). Además, estos extractos pueden influir sobre la microbiota asociada al suelo y a la planta, contribuyendo a una mayor disponibilidad de nutrientes, la liberación de compuestos fitoestimulantes y la competencia frente a microorganismos fitopatógenos (Garg y Rakshit, 2024). Sin embargo, la eficacia de los extractos puede depender no solo de su composición, sino también de la estrategia de aplicación y de la formulación empleada. Aunque el uso de carriers y adyuvantes es habitual en formulaciones microbianas para mejorar su estabilidad y manejo, su adaptación a extractos de compost continúa

siendo poco explorada (Khan et al., 2023). Por ello, este estudio tuvo como objetivo desarrollar y evaluar diferentes formulaciones basadas en extractos de compost para maximizar su potencial como biofertilizantes.

2. Material y Métodos

2.1 Obtención de los extractos y desarrollo de las formulaciones

Se obtuvieron extractos acuosos de compost a partir de compost maduro de residuos vegetales. Para ello, el compost se incubó durante 14 días en agua a una proporción 1:5 (p:v), a temperatura ambiente y en oscuridad. A partir de estos extractos se desarrollaron diferentes estrategias de formulación y aplicación en planta. En primer lugar, se prepararon formulaciones foliares mediante la incorporación de agentes tensioactivos para favorecer la adhesión del extracto sobre la superficie de la hoja. Los extractos diluidos 1:10 se suplementaron con Tween 20 al 0,1% (EC+T20) o lecitina de soja al 0,1% (EC+Lec), manteniendo un extracto diluido sin aditivos como control (EC(Fol)). En segundo lugar, se desarrollaron formulaciones de liberación controlada mediante encapsulación en matrices de alginato, evaluando tres combinaciones: alginato al 2% (EC+Alg), alginato al 1,5% con carboximetilcelulosa al 1,5% (EC+Alg+CMC) y alginato al 2% con goma arábiga al 1,5% (EC+Alg+GA). Finalmente, se evaluó la aplicación por fertirrigación en sustratos con biochar (EC+BC) o hidrochar (EC+HC) al 10% (v/v), empleados como materiales de soporte. Como control, se utilizó un sustrato sin suplementar (EC(Fer)); en todos los casos, las macetas se regaron con extracto de compost sin aditivos.

2.2 Estudio del potencial biofertilizante de las formulaciones mediante ensayo in vivo en pepino

Para evaluar el efecto de las formulaciones sobre el crecimiento vegetal, se llevó a cabo un ensayo *in vivo* en plantas de pepino (*Cucumis sativus*), organizado en tres bloques experimentales correspondientes a cada estrategia de formulación. Las formulaciones foliares se aplicaron dos veces, con un intervalo de siete días, mediante tres pulverizaciones sobre la superficie de las hojas. Para las formulaciones de liberación controlada, se aplicaron 25 esferas de alginato por planta en el momento del trasplante. Por último, en los tratamientos de fertirrigación, se llevaron a cabo dos aplicaciones del extracto de compost sobre el cepellón de las plantas cultivadas en sustratos con biochar o hidrochar, con un intervalo de siete días. Al final del ensayo, se determinaron parámetros agronómicos para evaluar el crecimiento y desarrollo de las plantas.

3.3. Caracterización microbiológica de las plantas tratadas

2.3.1. Estudio de la microbiota epifita y endófita de las plantas tratadas con las formulaciones foliares

Se recogieron hojas de área conocida de plantas tratadas con las distintas formulaciones foliares. Para la cuantificación de la microbiota epífita, cinco hojas se suspendieron en 45 mL de solución salina estéril y se realizaron diluciones decimales seriadas, que se sembraron en medios generales para el recuento de hongos y bacterias. Para el estudio de la microbiota endófita, la superficie de las hojas se desinfectó mediante lavados sucesivos con etanol e hipoclorito sódico. Posteriormente, las hojas se homogeneizaron, y el material obtenido se suspendió y diluyo en solución salina para su posterior siembra en los medios de cultivo. Tras 24 h de incubación se determinó las unidades formadoras de colonias (UFC) obtenidas por área foliar (cm^2).

2.3.3. Cuantificación de grupos microbianos relacionadas con potencial biofertilizante

A partir de muestras de sustrato procedentes de las plantas tratadas, se cuantificó la presencia de microorganismos cultivables con potencial biofertilizante. Para ello, se realizaron diluciones decimales seriadas y posterior siembra en medios diferenciales para la detección de microorganismos solubilizadores de P, K y Ca, así como productores de sideróforos. Las placas se incubaron a 30 ºC durante 3–5 días, tras lo cual se contabilizaron las colonias que presentaron halos

de aclaramiento, en el caso de los microorganismos solubilizadores, o viraje a color amarillo, en el caso de los productores de sideróforos. Asimismo, la abundancia de microorganismos fijadores de nitrógeno se estimó mediante la cuantificación del número de copias del gen *nifH* por qPCR, empleando los cebadores IGK3-F y DVV-R. Para ello, se preparó una recta patrón a partir de diluciones seriadas del fragmento amplificado del gen nifH de *Azotobacter vinelandii.*

3. Resultados y Discusión

Los resultados revelaron que las formulaciones condicionaron de forma clara la microbiota asociada a las plantas tratadas. En las aplicaciones foliares, la incorporación de lecitina como agente tensioactivo al extracto de compost favoreció significativamente la abundancia de bacterias epífitas y endófitas, así como de hongos epífitos, en comparación con el extracto sin aditivos y con Tween 20 (Figura 1a). Este efecto sugiere que la lecitina pudo mejorar la permanencia del extracto sobre la superficie foliar, facilitando el establecimiento de microorganismos asociados a la planta. En cambio, Tween 20 apenas modificó la población bacteriana y mostró un efecto más limitado, aumentando únicamente la abundancia de hongos endófitos y reduciendo la de hongos epífitos.

Respecto a las formulaciones de liberación gradual (Figura 1b), la adición de carboximetilcelulosa al alginato incrementó la abundancia de microorganismos productores de sideróforos en el sustrato de las plantas tratadas, mientras que la goma arábiga redujo la presencia de solubilizadores de P respecto al alginato solo. En cambio, la abundancia de solubilizadores de K y Ca se mantuvo en valores similares entre las tres matrices, lo que indica que la composición del encapsulado afectó de forma selectiva a determinados grupos funcionales de la microbiota rizosférica.

En los tratamientos aplicados por fertirrigación (Figura 1c), el hidrochar fue el soporte que favoreció de forma más notable la microbiota funcional rizosférica, especialmente los solubilizadores de K y Ca, manteniendo además niveles elevados de solubilizadores de P. Por el contrario, el biochar redujo de forma marcada todos los grupos microbianos analizados, lo que puede ser indicativo de que no todos los soportes empleados favorecen por igual el establecimiento la microbiota aportada por el extracto.

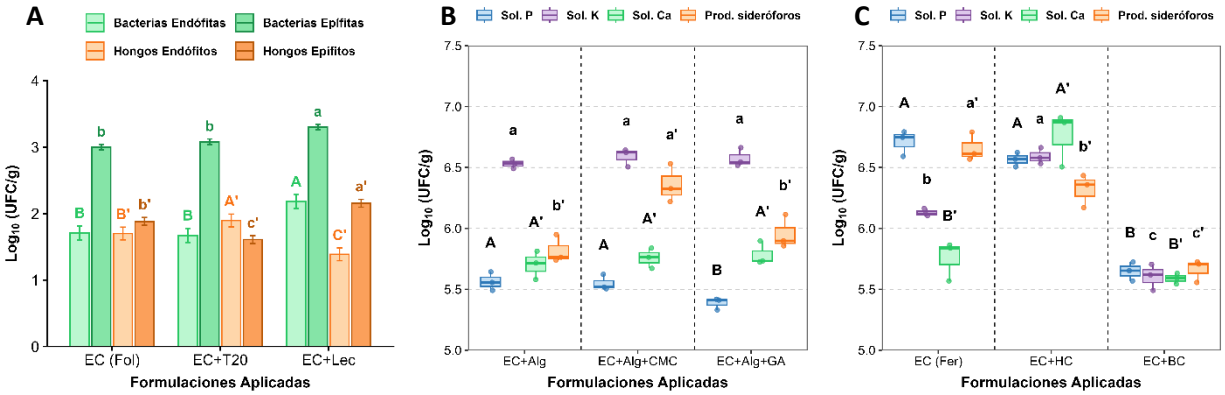


Figura 1. Recuento de bacterias y hongos epífitos y endófitos tras la aplicación foliar de las formulaciones (a). Cuantificación de grupos microbianos con potencial biofertilizante en el sustrato de las plantas tratadas con formulaciones de liberación gradual (b) y mediante fertirrigación (c). UFC, unidades formadoras de colonia. Grupos con letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Las formulaciones evaluadas generaron respuestas agronómicas diferenciadas en plantas de pepino en función del tipo de formulación empleada. De forma general, la fertirrigación fue la estrategia que más favoreció el desarrollo aéreo, especialmente en el tratamiento con extracto de compost sin soporte y, en menor medida, en combinación con biochar, mostrando mayores valores de longitud del tallo (Figura 2a) y peso fresco (Figura 2b). Las formulaciones de liberación gradual presentaron una respuesta intermedia, destacando el alginato en la elongación del tallo, lo que

sugiere que la composición de la matriz puede modular la disponibilidad del extracto y su efecto sobre el crecimiento vegetal.

Por su parte, las formulaciones de aplicación foliar mostraron efectos más moderados sobre los parámetros de crecimiento, aunque la incorporación de Tween 20 y lecitina de soja incrementó significativamente la longitud del tallo respecto al extracto sin aditivos El análisis de componentes principales confirmó la separación entre estrategias de aplicación, asociando la fertirrigación principalmente con variables de desarrollo aéreo y biomasa vegetal, mientras que las formulaciones foliares y de liberación gradual mostraron perfiles agronómicos diferenciados (Figura 2c). Estos resultados evidencian que la eficacia biofertilizante de los extractos de compost depende tanto de la vía de aplicación como de los soportes y adyuvantes empleados en la formulación.

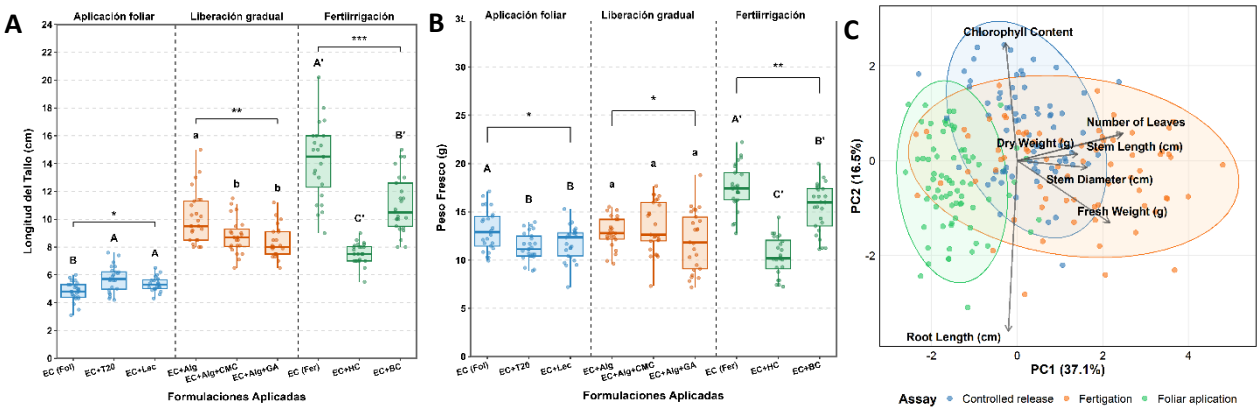


Figura 2. Longitud del tallo (a) y peso fresco (b) de plantas de pepino tratadas con las distintas formulaciones de extracto de compost. Análisis de componentes principales de los parámetros agronómicos evaluados (c). Grupos con letras diferentes y asteriscos indican diferencias significativas entre tratamientos y estrategias de aplicación, respectivamente, a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

4. Conclusiones

En conjunto, los resultados demostraron que las estrategias de formulación influyen de forma decisiva en la eficacia de los extractos de compost. Entre las formulaciones foliares, la lecitina de soja favoreció una mayor colonización epífita y endófita, mientras que la encapsulación y la aplicación rizosférica promovieron una mayor respuesta sobre los parámetros agronómicos de las plantas tratadas, con incrementos en la biomasa y el desarrollo aéreo. Estas mejoras coincidieron con una mayor abundancia de grupos microbianos funcionales relacionados con la biofertilización. En conjunto, estos resultados destacan el potencial de las formulaciones basadas en extractos de compost como bioinsumos prometedores en el marco de la economía circular.

5. Bibliografía

Campana, E., Ciriello, M., Lentini, M., Rouphael, Y., De Pascale, S., 2025. Sustainable Agriculture Through Compost Tea: Production, Application, and Impact on Horticultural Crops. *Horticulturae*, 11(4), 433.

Yin, J., Wang, J., Zhao, L., Cui, Z., Yao, S., Li, G., Yuan, J., 2025. Compost tea: Preparation, utilization mechanisms, and agricultural applications potential. *Environmental Technol. & Innovation*., 38, 104137.

Garg, J., Rakshit, A. 2024. Compost Tea: An Emerging Nature-Based Supplement Strengthening Options for Durable Agriculture. *Journal Of Soil Science And Plant Nutrition*, 24(4), 8075-8098.

Khan, A., Singh, A. V., Gautam, S. S., Agarwal, A., Punetha, A., Upadhayay, V. K., Kukreti, B., Bundela, V., Jugran, A. K., Goel, R., 2023. Microbial bioformulation: a microbial assisted biostimulating fertilization technique for sustainable agriculture. *Frontiers In Plant Science*, 14, 1270039.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto COMPOBIOTICS (PID2023-149455OB-I00), con el apoyo del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (España).

IDENTIFICACIÓN DE PARÁMETROS AGRONÓMICOS IMPLICADOS EN EL RENDIMIENTO DE BIOBATERÍAS (MICROBIAL FUEL CELLS – MFCs) ELABORADAS CON SUSTRATOS

Marga López[1], Enzo Casanovas[1], Ignacio Moro[2], Naroa Uría[2]

[1]Dep. Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (UPC). Esteve Terradas 8, Ed D4. 08860 Castelldefels, [2]Arkyne Technologies. Carrer de la Tecnologia, 17, 08840 Viladecans, Barcelona.

Correo electrónico: marga.lopez@upc.edu

Resumen: Las MFCs son dispositivos biolectroquímicos que aprovechan la actividad metabólica de los microorganismos electrogénicos para generar corriente eléctrica a partir de materia orgánica biodegradable. Estas tecnologías emergentes se están investigando como alternativas sostenibles para la producción de energía renovable a pequeña escala. Este trabajo evalúa la producción de energía de diferentes sustratos orgánicos (sustrato universal, fibra de coco, turba rubia, turba sphagnum, bokashi, compost de fracción orgánica, compost de fracción vegetal, biochar y vermiculita) y de sus combinaciones y busca la identificación de parámetros relevantes implicados en el rendimiento. Los materiales y sus mezclas se caracterizaron químicamente (materia orgánica total, nutrientes, metales pesados). Se utilizaron biobaterías cilíndricas de 800 mL donde se introdujeron los materiales en condiciones de saturación y el rendimiento se monitorizó en continuo mediante Arduino, complementándolo semanalmente con voltametria de escaneo lineal (LSV) para un análisis electroquímico más detallado de cada MFC. Los resultados muestran que los sustratos ricos en nutrientes y con elevada actividad microbiológica, como el bokashi (520mV), el sustrato universal (586mV) y el sustrato universal+biochar (728mV) obtuvieron los voltajes más elevados, mientras que otros materiales como la vermiculita (118mV) o el biochar (107mV) produjeron rendimientos inferiores. La mayor presencia de materia orgánica degradable y nutrientes como N, P y K favorece la producción de energía mientras cobre y manganeso pueden presentar un efecto inhibidor.

Palabras clave: Biobaterías microbianas, energía del suelo, energía renovable, soluciones basadas en la naturaleza, sostenibilidad.

1. Introducción

Las Microbial Fuel Cells (MFCs) son sistemas bioelectroquímicos capaces de transformar la energía química presente en la materia orgánica en energía eléctrica utilizable, gracias a la actividad metabólica de microorganismos electrogénicos como *Geobacter sulfurreducens* o *Shewanella oneidensis* (Marsili y col., 2008). El proceso se basa en una reacción natural donde las bacterias degradan compuestos orgánicos para obtener energía, liberan electrones y protones que circulan entre el ánodo (anaerobio) y el cátodo (aerobio). Se utilizan sustratos muy variados, como aguas residuales domésticas, lixiviados de vertedero o subproductos agroindustriales (Zhao et al., 2006). La energía obtenida se puede utilizar para alimentar sensores autónomos o dispositivos electrónicos de bajo consumo (Santoro y col., 2017). Este trabajo pretende realizar la evaluación experimental del rendimiento eléctrico de sustratos variados utilizados en MFCs y la identificación de parámetros agronómicos relevantes que expliquen y mejoren este rendimiento.

2. Materiales y Métodos

2.1 Materiales

2.1.1. Estructura de las biobaterías

Las biobaterías consistieron en cilindros de 800 mL impresos en 3D. En la base se encuentra el ánodo, en condiciones anaerobias y en la parte superior el cátodo, en aerobio. Se utilizó un sistema de bombeado de agua para mantener las condiciones de saturación (Figura 1).

Figura 1. MFC abierta (izq.), cerrada (centro) y distribución del sistema operativo (dcha).

2.1.2. Sustratos

Para realizar los experimentos se utilizaron sustratos comerciales: sustrato universal (Burés), fibra de coco (Batlle), turba rubia (Massó), turba Sphagnum (Massó), bokashi (Vithal) y vermiculita (Batlle) y sus mezclas, en las cuales siempre había un 15% de sustrato universal y un 85% que podía ser fibra de coco (Batlle), biochar (Mycoterra) o biochar enriquecido en NPK (Carbon Gold).

2.2 Métodos

2.2.1. Caracterización de materiales

Materia seca: secado a 105ºC hasta peso constante. Nitrógeno orgánico por digestión Kjeldahl de la muestra seca y triturada a 400ºC durante 1 h y posterior cuantificación mediante electrodo selectivo de amoníaco. Cenizas por calcinación a 470ºC de la muestra seca y triturada durante 4h. A partir de la disolución de las cenizas en ácido nítrico 3N se determinó el fósforo, el potasio y los metales pesados mediante espectrofotometría, fotometría de llama y espectrometría de absorción atómica respectivamente.

2.2.2. Configuración eléctrica y adquisición de datos

Mediante Arduino se monitorizó en continuo la tensión producida (mV) y mediante una voltametría de escaneo lineal (LSV) se midió la intensidad (mA). Mediante cálculo (P=V*I), se determinó la potencia máxima expresada como µW.

2.2.3. Diseño experimental

Los materiales y las mezclas se prepararon mediante adición de agua hasta saturación para garantizar las condiciones anaerobias en el ánodo y se introdujeron cuidadosamente en la batería, con una ligera compactación para evitar la presencia de bolsas de aire, especialmente en la zona

del ánodo, el cual se dispuso sobre una primera capa de 1cm de material, de manera que había unos 8 cm entre ánodo y cátodo. Se mantuvo el experimento a temperatura constante de 25ºC y condiciones de saturación hídrica. Se dejó un tiempo de latencia de unos 7 días para asegurar el acondicionamiento del material antes de proceder a la conexión eléctrica. Las pruebas se realizaron por triplicado y tuvieron una duración de 4 semanas. Se consideraron los valores máximos de cada parámetro como representativos del resultado.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caracterización de los materiales y sus mezclas

Los materiales y sus mezclas presentan características diferentes (Tabla 1), las cuales tienen influencia sobre el rendimiento de las baterías. El contenido en materia orgánica se distribuye entre los valores muy altos de la turba (>95%), valores intermedios (50-70%) hasta los valores muy bajos de la vermiculita (5,44%).Los materiales utilizados en la elaboración de sustratos presentan valores bajos de nutrientes y además las turbas también de metales pesados. En cambio, la vermiculita, que tiene muy baja materia orgánica, y la fibra de coco presentan valores elevados en algunos metales. La conductividad eléctrica influye en el transporte de electrones, y los valores más altos aparecen en bokashi y compost de FO.

Tabla 1. Composición físico-química de los distintos materiales y sus mezclas. n.d.. no determinado

	pH	CE	MOT	Norg	P	K	Cu	Fe	Mn	Cr	Ni	Zn
		(µS/cm)	% sms				mg/kg ms					
Sphagnum	6,15	193	95,16	0,88	0,03	0,11	19	1121	195	<0,1	4	21
Turba rubia	5,59	248	95,76	1,21	0,02	0,03	4	814	21	0,2	4	9
Bokashi	8,04	3403	57,71	1,40	1,44	1,66	262	695	59	4,7	13	30
Vermiculita	7,13	178	5,44	<0,25	0,05	0,15	327	42258	395	1,2	11	102
Sustrato	8,47	971	61,64	1,15	0,31	0,86	59	1389	221	4,2	14	119
F.coco	6,94	472	63,31	0,38	0,03	0,13	13	4754	54	7,5	8	15
F.coco Sust.	n.d.	n.d.	49,71	0,75	0,30	0,73	45	1491	211	5,1	14	27
Sust+biochar	n.d.	n.d.	50,24	0,76	0,31	0,69	52	1240	224	5,3	11	23
Biochar NPK	n.d.	n.d.	66,64	1,58	3,86	3,75	370	245	1060	506,3	9	28
Compost FO	8,30	3793	65,24	1,28	1,94	1,07	63	915	125	5,7	11	29
Compost FV	8,19	527	76,43	0,74	0,16	0,53	36	1553	178	6,4	12	79

3.2 Rendimiento eléctrico de los diferentes materiales

Tabla 2. Rendimientos eléctricos de cada material.

	Tensión (mV)	Intensidad (mA)	Potencia (µW)
Sphagnum	149,64	3,82	611,39
Turba rubia	299,89	5,23	881,74
Bokashi	520,12	3,54	519,87
Vermiculita	118,22	1,50	275,78
Sustrato	586,82	2,73	284,34
F. coco	196,29	3,93	697,12
F. coco + Sust.	455,65	1,82	206,58
Sustrato+biochar	728,43	4,61	250,73
Biochar NPK	106,94	0,56	272,40
Compost FO	291,75	3,87	142,67
Compost FV	322,43	0,97	400,95

Los mejores resultados se obtuvieron en la combinación Sustrato+biochar (Tabla 2), con una **tensión** de 728 mV y 4,61 mA. El biochar NPK y la vermiculita presenta los voltajes más bajos. La mayor **intensidad** la genera la turba rubia (5,23mA), seguida de sustrato+biochar (4,61 mA) y los valores más bajos aparecen en Biochar NPK y compost FV. La mayor **potencia** la proporciona la turba rubia (881 mA) y los valores más bajos aparecen en compost FO (142 µA) y en la fibra de coco+sustrato (206 µA).

El biochar facilita el transporte de electrones y el sustrato, rico en materia orgánica, proporciona una fuente abundante de carbono biodegradable para los microorganismos electrogénicos (Moqsud et al., 2015), mientras que el sustrato aporta materia orgánica degradable. De manera individual, el sustrato comercial presenta un valor aceptable de tensión, de 586mV, que en combinación con el biochar mejora sus propiedades de rendimiento eléctrico. El bokashi, que presenta también un rendimiento razonable, contiene valores elevados de conductividad eléctrica y cobre.

En el lado opuesto, alto contenido en materia mineral, pocos macronutrientes y elevado contenido en hierro, manganeso y cobre, como la vermiculita, produce bajo rendimiento. El biochar NPK, con alto contenido en Cu, Mn y Cu, también presenta bajos rendimientos que pueden estar mediados por la inhibición del crecimiento bacteriano (Santoro et al., 2017). Los materiales con menor conductividad eléctrica, Sphagnum y vermiculita, presentan también bajos rendimientos eléctricos.

El resto de materiales producen rendimientos medios por lo que sería conveniente profundizar en aspectos como las propiedades físicas en relación al mantenimiento de las condiciones anaeróbicas. En relación con el manejo de las unidades, se observó la necesidad de controlar de manera continua el contenido en agua para mantener las condiciones de saturación que permiten la anaerobiosis en el ánodo.

4. Conclusiones

Valores muy elevados de nutrientes (N, P y K) y metales pesados como el Biochar NPK , particularmente donde aparece Mn, Cr y Cu, produce baja tensión e intensidad. Valores bajos en nutrientes y metales pesados, como en la turba rubia, conllevan mayor potencia e intensidad. Materiales como bokashi presentan valores intermedios para los tres parámetros de rendimiento. La combinación de materiales como sustrato+biochar, o sustrato+fibra de coco mejora las prestaciones individuales, bien por reducción de algunos metales como el Fe.

Los resultados obtenidos muestran que es preciso realizar pruebas más específicas para determinar las relaciones de causa-efecto entre la composición de los materiales y la producción.

5. Bibliografía

Marsili, E., Rollefson, J.B., Baron, D.B., Hozalski, R.M., Bond, R. 2008. Microbial Biofilm Voltammetry. Applied and Environmental Microbiology, 74(23), 7329–7337.

Moqsud, M. A., Rahman, M. A., Mahmud, K., Rahman, M. A., i Ali, M. O. 2015. Microbial fuel cell for bioelectricity generation through anaerobic digestion of organic waste. Procedia Engineering, 105, 655–660

Santoro, C., Arbizzani, C., Erable, B., & Ieropoulos, I. 2017. Microbial fuel cells: From fundamentals to applications. A review. Journal of Power Sources, 356, 225–244. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.109

Zhao, F., Harnisch, F., Schröder, U., Scholz, F., Bogdanoff, P., & Herrmann, I. 2006. Challenges and constraints of using oxygen cathodes in microbial fuel cells. Environmental Science & Technology, 40(17), 5193–5199. https://doi.org/10.1021/es060332p

APROVECHAMIENTO DE PURIN PORCINO MICROFILTRADO Y OZONIZADO PARA EL CULTIVO DE LECHUGA MEDIANTE AEROPONÍA

Marga López[1], Marta Musté[2], Xavier Parra[2], Abril Llorà[1], Ramon Vidiella[1], Roger Acín[2], Elsa Pérez[2], Andreu Català[2]

[1]Dep. Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Esteve Terradas 8, Ed D4. 08860 Castelldefels.
[2]TOC Research Group, Campus UPC Vilanova, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), 08800 Vilanova i la Geltrú, Spain

Universitat Politècnica de Catalunya

Resumen: La utilización de purines porcinos en agricultura es bien conocida pero no está exenta de problemas, por lo que la búsqueda de alternativas resulta necesaria. A diferencia de la hidroponía, que mantiene las raíces sumergidas, la aeroponía nebuliza la solución directamente a la raíz, lo que reduce el consumo de recursos y también contribuye a la reducción de la necesidad de superficie de cultivo. Esta investigación explora el aprovechamiento de purín porcino microfiltrado y ozonizado para la producción de tres tipos de lechuga (romana, trocadero y maravilla) en torres aeropónicas con capacidad para 24 unidades de planta. Se dispusieron tres torres aeropónicas por cada tratamiento (purín microfiltrado (PF), purín microfiltrado y ozonizado (PFO) y solución nutritiva estándar (SE)) y en cada torre 8 unidades de cada variedad de lechuga dispuestas en espiral. Los purines se diluyeron a razón de 1/20 con agua corriente. Semanalmente se siguió el índice de clorofila y el crecimiento de la hoja más larga por cada torre y variedad y al final del cultivo se determinó la producción a partir del peso aéreo y de raíz. Se controló el pH y en caso necesario se acidificó con HNO_3. Los resultados preliminares indican la adecuación de la utilización de purín en aeroponía como alternativa a las soluciones nutritivas estándar y como complemento de la actividad principal y abren la posibilidad a valorar otros tipos de efluentes procedentes de la industria agroalimentaria.

Palabras clave: horticultura, Sostenibilidad, Nutrición vegetal, Rendimiento agronómico.

1. Introducción

El consumo de agua para la producción agrícola supone un importante consumo de recursos y mucha del agua consumida se pierde en forma de deyecciones ganaderas, por lo que desarrollar sistemas eficientes de uso de los recursos naturales para producir alimentos, y en especial el agua, será un aspecto crítico en un futuro (Bliesner et al. 2005). La aeroponía permite cultivar dentro de un recipiente en condiciones de baja iluminación y obtienen los nutrientes de una solución atomizada mediante nebulizadores (Nir 1982)

Una de las nuevas tecnologías propuestas para paliarlo es el sistema de cultivo sin suelo, como la aeroponía, donde las raíces de las plantas penden. La solución se recircula y solo se aporta el caudal perdido por evaporación y evapotranspiración, lo que permite economizar el uso de fertilizantes y agua, aspecto que lo hace atractivo en condiciones de baja disponibilidad de recursos hídricos. En este sistema es preciso controlar el contenido en nutrientes, el pH y la conductividad eléctrica, así como las condiciones de frecuencia y duración de la atomización. Las instalaciones pueden operar de manera continua y en un espacio reducido, ya que los cultivos pueden ser verticales (Nir 1982). Este trabajo evalúa la idoneidad de la utilización de purines tratados mediante

filtración y ozonización en la producción de lechuga en un sistema aeropónico y en relación a una fertilización química.

2. Materiales y Métodos

En el estudio se utilizaron torres aeropónicas (Figura 1) como sistema de soporte para el cultivo y purín tratado como solución nutritiva problema y una solución estándar como testigo. Como cultivo se escogieron tres variedades de lechuga.

2.1 Materiales

2.1.1. Soluciones nutritivas

Se ensayaron dos soluciones nutritivas compuestas por purín filtrado (PF) a 50 µm y purín filtrado y ozonizado (PFO) diluidas a razón de 1:20 en volumen con agua corriente (pH 7,29, CE 1,28 dS/m). Como testigo se utilizó una solución estándar (SE) mezcla de 3 soluciones TriPart de Terra Aquatica (Grow, Micro, Bloom) de composición N-P-K de 3-1-6 (Grow), 5-0-1 (Micro) y 0-5-4 (Bloom). La solución SE se realizó con proporción de 1,5 mL/L de Grow, 2mL/L de Micro y 0,3 mL/L de Bloom para alcanzar una composición objetivo de 150 mg/L de N, 31 de P_2O_5 y 210 de K_2O (4,8-1-6,8), que solo se consiguió para N y P, mientras que el K fue deficitario, con solo 132 mg/L. De acuerdo a la Tabla 1, en las soluciones diluidas la relación de nutrientes disponibles N-P-K de PF es de 1,9-1-3,1 y de 1,5-1-1,7 para PFO, que resultan desequilibradas respecto las necesidades.

Tabla 1. Composición de las soluciones de purín concentrado y diluido a 1/20.

Tratamiento	MS (g/L)	MOT (g/L)	Nt (g/L)	NAS (g/L)	P_2O_5 (g/L)	K_2O (g/L)	pH	CE (dS/m)
Purín PF 1/20	2,10	1,07	0,25	0,13	0,07	0,22	8,09	3,09
Purín PFO 1/20	2,30	1,22	0,22	0,17	0,12	0,19	7,78	2,84

MS: materia seca; MOT: materia orgánica total; Nt: nitrógeno total; NAS: nitrógeno amoniacal soluble

La dosis de purín diluido se fijó para alcanzar las necesidades de 150 mg/L de N, por lo que se aportaron 79 mg P_2O_5/L y 244 mg K_2O /L en PF y 100 mg P_2O_5/L y 170 mg K_2O /L en PFO. Para optimizar la absorción de nutrientes en las soluciones de purines y reducir las pérdidas de nitrógeno, el pH se mantuvo entre 5,5 y 6,5 mediante la adición de ácido nítrico 70%. La acidificación con ácido nítrico 70% contribuye con 0,1 g de N por cada L. La dilución de los purines contribuye a reducir la salinidad de la solución a valores de 3 dS/m.

2.1.2. Variedades vegetales

Se ensayaron tres tipos de lechuga: romana, maravilla y trocadero (*Lactuca sativa* var. *langifolia* y var. *capitata*) disponiendo 8 unidades de cada variedad en cada torre de forma espiral.

2.1.3. Torres aeropónicas

Se utilizaron 9 torres aeropónicas con capacidad para 24 plantas, con 8 unidades de cada variedad de lechuga en cada aeropónico (Figura 2), dispuestas en líneas espirales por cada variedad. En la base de cada torre había un depósito de 30L desde donde se bombeaba la solución nutritiva para ser pulverizada a las raíces. Cada 3 torres se alimentaron desde un contenedor de 250L con la solución correspondiente. Un software controlaba el riego en función para optimizar el consumo de

solución: 8 minutos cada 20 minutos durante las horas de sol, 5 minutos cada 30 minutos durante el atardecer y 5 minutos cada 45 minutos por la noche.

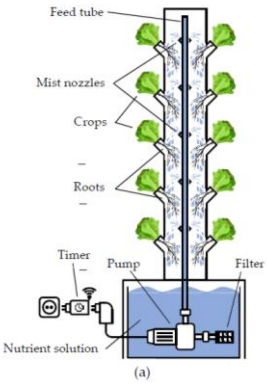


Figura 1. Diagrama de torre aeropónica

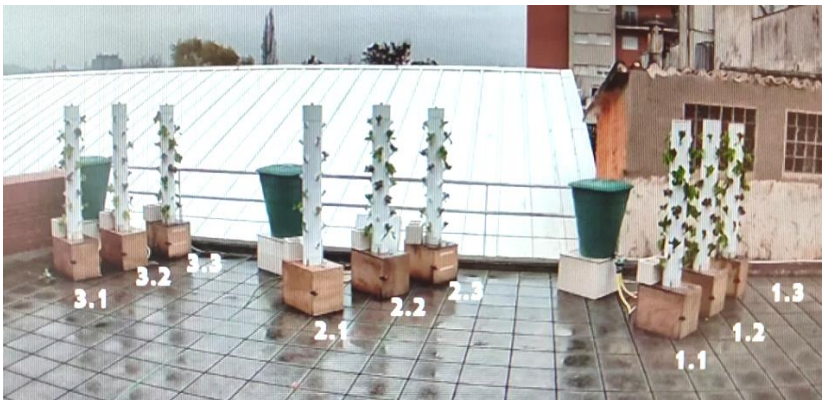


Figura 2. Diseño experimental. Solución química: torres 1.i. Solución purín filtrado y ozonizado: torres 2.i. Solución purín filtrado: torres 3.i

2.2 Métodos

2.2.1. Manejo del cultivo y producción

Semanalmente se siguió el Índice de Contenido en Clorofila (Optisciences CCM200 plus) de tres hojas de 4 plantas de cada variedad y torre y se midió la hoja más larga. Al final de la experiencia se pesaron todas las plantas, para peso total y de raíces y se guardaron para análisis de composición. Para la caracterización del material vegetal se determinó la materia seca (secado a 80ºC hasta peso constante), nitrógeno orgánico (digestión Kjeldahl de la muestra seca y triturada a 400ºC durante 1,5h y por electrodo selectivo de amoníaco), cenizas (calcinación a 430ºC de la muestra seca y triturada), fósforo y potasio totales por disolución de las cenizas en ácido nítrico 3N y cuantificación mediante espectrofotometría y fotometría de llama, respectivamente.

2.2.2. Análisis de datos

Para el análisis estadístico se realizó una ANOVA de un factor para evaluar las diferencias para cada variedad de lechuga en función del tratamiento (SE, PF, PFO) para los parámetros de seguimiento, producción y composición.

3. Resultados y Discusión

Durante el período de producción hubo algunos problemas con el sistema de bombeo en algunas unidades, que, unidos a las temperaturas elevadas en los días próximos a la cosecha (superiores a 30ºC), se produjo la pérdida de algunas plantas. Respecto a los resultados detallados de producción (Tabla 2), dentro de cada variedad de lechuga se observaron diferencias en función del tratamiento. En relación a producciones comerciales estándar (500 g romana y 200-300 para trocadero y maravilla), los pesos individuales de las tres variedades fueron inferiores en todos los tratamientos, seguramente por el desequilibrio nutricional inicial. En la variedad romana, el peso comercial de los tratamientos PFO (348,39 g) y SE (240,85 g) y de longitud de hoja (superior a 20 cm) presentan mayores valores que el tratamiento PF. En la variedad trocadero sólo se observan diferencias en la longitud de hoja y de raíz, con valores más bajos en PFO que en SE. Las diferencias en la variedad maravilla son favorables al tratamiento químico con mayor peso total, de hoja, de raíz y longitud de raíz.

El valor de clorofila resultó más elevado en todos los tratamientos de la variedad romana, junto con PF de trocadero respecto el resto de variedades y tratamientos. Dentro de una misma variedad sólo se observaron diferencias en trocadero, con valor más elevado en PF. La elevada densidad de cultivo con las plantas desarrolladas pudo crear efecto sombra. Cabe la posibilidad de poner una variedad por aeropónico pero existe el riesgo de que si hay un fallo en el sistema se perdería todo el cultivo. Comparando únicamente entre PF y PFO, aparte de las diferencias de la tabla 2, únicamente se acentúan en trocadero en la longitud de la raíz.

Tabla 2. Resultados de producción.

Variedad	Tratamiento	P. total (g)	P. hoja (g)	P. raíz (g)	Long. hoja (cm)	Long. raíz (cm)	Clorofila
Romana	Químico SE	352,93ab	240,85ab	111,77a	23,80a	70,35a	24,21a
	Purín PF	248,32b	186,40b	63,79a	17,40b	46,53b	29,31a
	Purín PFO	392,88a	348,39a	72,95a	21,55a	47,45b	27,20a
Trocadero	Químico SE	150,56a	102,38a	48,44a	14,88a	55,00a	14,17b
	Purín PF	131,00a	90,58a	40,50a	13,26ab	42,79ab	19,19a
	Purín PFO	108,37a	82,29a	31,92a	11,95b	28,39b	10,12b
Maravilla	Químico SE	174,77a	127,12a	48,54a	16,23a	47,00a	11,10a
	Purín PF	120,60b	91,65ab	31,20b	13,10a	28,70b	13,67a
	Purín PFO	105,18b	81,80b	23,45b	14,50a	27,82b	10,51a

Letras diferentes dentro de una variedad y parámetro indica diferencias significativas para $p<0,05$

Los resultados muestran que las diferencias entre tratamientos no son las mismas en las tres variedades, por lo que no se puede establecer cuál de los tratamientos es mejor.

4. Conclusiones

Por variedades, el tratamiento SE presenta siempre los valores más altos, pero en ocasiones iguales a alguno de los otros tratamientos. Entre los dos tratamientos de purines, sólo se observan diferencias en el caso de lechuga romana, con valores más elevados en el purín ozonizado (PFO). En el caso de la variedad trocadero, solo hay diferencias en el contenido en clorofila y longitud de hoja.

La utilización de purín en sistema aeropónico ha resultado viable, con producciones comparables al testigo por lo que supone una vía de reciclaje de purines adecuada. No obstante, es necesario poner más énfasis en los sistemas de control y manejo como las bombas.

5. Bibliografía

Bliesner RD, Darghouth MS, Hanneman M, Gohring T. 2005. Implications of irrigated agriculture with growing water scarcity, increasing food requirements, environmental sustainability, and changing climate panel presentation. World water and environmental resources congress; Anchorage, Alaska, United States.

Nir I. 1982. Growing plants in aeroponics growth system. Acta Hort. 126:435–448. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1982.126.49.

6. Agradecimientos

Proyecto AEROFER (ACC_2023_EXP_SIA002_17_0001597).

COMPOST Y DOLOMITA MEJORAN LAS CONDICIONES DEL SUELO Y REDUCEN SIGNIFICATIVAMENTE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD CAUSADAS POR RESIDUOS MINEROS SOBRE *ALLIUM CEPA*

Brian Jonathan Young[1,2,3], Martina Dours[1], Tomás Agustín Rearte[2,4], Romina Ingrid Romaniuk[5], Gonzalo Roqueiro[6,7], Pedro Federico Rizzo[8,9]

[1]INTA, IMyZA, Hurlingham, Argentina. [2]Universidad de Buenos Aires, FAUBA, Buenos Aires, Argentina. [3]IDAEA-CSIC, Barcelona, España. [4]CONICET, Buenos Aires, Argentina. [5]INTA, Instituto de Suelos, Hurlingham, Argentina. [6]INTA EEA San Juan, Pocito, Argentina. [7]Universidad Nacional de San Juan, Argentina. [8]INTA EEA Mendoza, Luján de Cuyo, Argentina. [9]BETA Technological Center, Universidad de Vic, España.

Correo electrónico: pedrofederico.rizzo@uvic.cat

Resumen: Las minas abandonadas generan riesgos ambientales y sanitarios a nivel mundial, debido a que los residuos mineros presentan pH ácido y altas concentraciones de metales. Se evaluó la aplicación individual y combinada de dolomita y compost para remediar un suelo contaminado con residuos mineros, analizando efectos sinérgicos sobre la regulación del pH, la disponibilidad de metales, la fitotoxicidad y la actividad microbiana. Se ensayaron nueve combinaciones de dosis de compost y dolomita. Se realizó una incubación de 69 días, monitoreando la actividad microbiana, midiendo parámetros fisicoquímicos y realizando bioensayos con *Allium cepa*. Los mayores valores de biomasa microbiana (194,2±31,6 mg C/kg) y liberación de CO_2 (176,8±5,6 mg CO_2-C) se observaron en suelos con altas dosis de dolomita y bajas de compost ($p<0,05$). Estos tratamientos mostraron una disminución de la conductividad eléctrica (11,18-1,43 mS/cm), el potencial redox (415–240 mV) y la toxicidad (RGIC0,8: 0,12 a >100), junto con un aumento de la inmovilización de Pb, Cu y Zn, del pH (2,91-7,18) y del contenido de carbonatos (11,41-40,95%). La dolomita generó mejoras dependientes de la dosis en las condiciones fisicoquímicas y biológicas del suelo, reduciendo significativamente la citotoxicidad y genotoxicidad. La combinación de alta dosis de dolomita y baja de compost (23,63 g y 4,05 g/100 g de suelo, respectivamente) representa un escenario óptimo de remediación, constituyendo una referencia para procesos basados en enmiendas en suelos altamente contaminados, que requiere validación a pequeña escala antes de su aplicación a campo.

Palabras clave: metales, enmiendas, remediación, contaminación de suelos, fitotoxicidad.

1. Introducción

La minería implica la extracción de recursos no renovables, pero impacta las áreas circundantes mediante erosión, escorrentía, lixiviación y transporte atmosférico. Las minas abandonadas, sin planes de cierre, generan grandes cantidades de residuos con pH muy ácido y alto contenido de metales pesados, que afectan los recursos naturales.

La remediación de suelos contaminados busca reducir la movilidad y biodisponibilidad de metales mediante inmovilización química. La dolomita aporta Ca y Mg, incrementa el pH y mejora la estructura del suelo y la inmovilización de metales, mientras que el compost reduce la disponibilidad de metales mediante la formación de quelatos con ácidos húmicos y fúlvicos, constituyendo además una alternativa de bajo costo.

Una mina de oro abandonada en La Planta (San Juan, Argentina) ha generado acidificación del suelo y alta acumulación de Pb, Zn, Cd y As. Estudios previos indicaron la necesidad de mejorar la calidad de este suelo, pero no existen estudios que evalúen conjuntamente citotoxicidad y genotoxicidad junto con parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en su remediación (Calabró et al., 2022; Heredia et al., 2025).

El objetivo de este estudio fue comparar los efectos de distintas mezclas de compost y dolomita sobre la actividad microbiana, las propiedades fisicoquímicas, la disponibilidad de metales en el suelo y la fitotoxicidad en *A. cepa*, bajo la hipótesis de que la coaplicación de dolomita y compost supera a los tratamientos individuales por efectos sinérgicos sobre la regulación del pH, la disponibilidad de metales, la fitotoxicidad y la actividad microbiana.

2. Materiales y Métodos

2.1 Sitio de estudio y muestreo

El sitio se ubica en La Planta (San Juan, Argentina), clima cálido y seco. La mina de oro fue abandonada en 1969 sin plan de cierre. El suelo contaminado presenta pH 2,64, CE = 13,43 mS/cm y concentraciones de Cu (594,7 mg/kg), Pb (4382,1 mg/kg) y Zn (19.545,2 mg/kg), que superan ampliamente los valores guía para suelos agrícolas.

2.2 Enmiendas orgánicas e inorgánicas

Se utilizó compost comercial elaborado a partir de residuos municipales y agroindustriales, con parámetros de estabilidad adecuados (IRE = 0,55 mg O_2/g MO·h), y dolomita comercial (57,5 % $CaCO_3$, 33,6 % $MgCO_3$; pH 8,62; carbonatos 87,24 %).

2.3 Estrategia experimental

Se realizó un diseño factorial 3×3 (3 dosis de compost × 3 de dolomita), con 9 tratamientos por triplicado incluyendo control sin enmiendas (C0D0). Las unidades experimentales (100 g suelo + enmiendas + agua al 60 % de capacidad de retención) se incubaron aeróbicamente a 26 °C en oscuridad durante 69 días, con registro de C-CO_2 en 14 tiempos de muestreo. Al finalizar la incubación, se analizaron los suelos y se prepararon elutriados (1:4 p/v) para determinar metales solubles y realizar bioensayos.

2.4 Metodologías (bio)analíticas

Se determinaron pH, CE, Eh, MO y carbonatos mediante métodos estandarizados en las muestras de suelo. Los metales totales se cuantificaron por digestión con agua regia (ISO 11466.3) y los solubles en elutriados acidificados, por absorción atómica de llama (APHA, 2023; LDM: 0,01–0,02 mg/L; RSD<5 %). La respiración microbiana se midió por titulación de NaOH y el C de la biomasa microbiana (Cmic) por fumigación-extracción con cloroformo (factor 0,33). Para citotoxicidad y genotoxicidad, bulbos de *A. cepa* se expusieron 96 h a elutriados (diseño completamente aleatorizado, 8 tratamientos por cuadruplicado, 288 bulbos), calculándose RGI, IC50, LOEC, NOEC y RGIC0,8. En control, NOEC y LOEC se evaluaron índice mitótico (IM), micronúcleos (MN), aberraciones cromosómicas (CA) y alteraciones nucleares (NA) sobre 6000 células/tratamiento.

2.5 Análisis de datos

Se emplearon modelos lineales mixtos (LMM, REML, Infostat®/R), test de Dunnett, PCA y correlación de Spearman.

3. Resultados y Discusión

3.1 Actividad microbiana

El tratamiento control (C0D0) no presentó liberación de CO_2. Los mayores flujos (día 3) y los mayores valores acumulados correspondieron a los tratamientos con alta dosis de dolomita (C0D2, C1D2, C2D2; $p<0,05$), siendo significativamente superiores a los tratamientos sin dolomita. Una parte de este CO_2 podría provenir de la disolución abiótica de carbonatos en medio ácido y no únicamente de actividad biológica. Los valores de Cmic en C1D2, C0D2, C2D1 y C2D2 fueron mayores que en C0D0 y C0D1 ($p<0,05$), coincidiendo con estudios que indican que la dolomita aumenta la biomasa microbiana y la actividad del suelo.

3.2 Parámetros fisicoquímicos

El pH del suelo aumentó marcadamente en los tratamientos con alta dosis de dolomita (D2), alcanzando valores cercanos a la neutralidad (Tabla 1), con efectos significativos tanto individuales como de interacción compost×dolomita ($p<0,0001$), sugiriendo un comportamiento aditivo a sinérgico. La CE disminuyó significativamente en todos los tratamientos enmendados respecto al control, probablemente por precipitación de metales insolubles. El potencial redox disminuyó con la adición de compost, posiblemente por oxidación de MO mediada por actividad microbiana. El contenido de carbonatos aumentó significativamente con la dosis de dolomita y, en menor medida, con el compost ($p<0,0001$ y $p=0,0018$, respectivamente). El contenido de MO coincidió con la dosis de compost aplicada (Alvarenga et al., 2008; Rizzo et al., 2022).

Tabla 1. Valores medios de pH, CE, Eh, carbonatos, MO, RGIC0,8 y liberación de C-CO_2 en suelo después de la incubación (69 días).

Tratamiento	pH	CE (mS/cm)	Eh (mV)	Carbonatos (%)	MO (%)	RGIC0,8	C-CO_2 (mg)
C0D0	2,91	11,18	415,0	11,41	3,19	0,12	0,00
C0D1	3,94	8,22	348,7	19,37	3,43	0,47	63,30
C0D2	7,09	3,07	255,3	40,95	2,64	100,77	153,71
C1D0	3,20	3,11	373,0	19,29	3,86	0,02	4,51
C1D1	4,17	2,12	341,3	21,20	3,40	0,14	69,16
C1D2	7,18	1,43	188,3	38,29	3,16	19,17	176,79
C2D0	3,74	1,84	331,0	17,22	4,73	0,25	40,03
C2D1	4,61	2,42	311,7	23,40	4,67	1,02	103,21
C2D2	6,92	2,86	240,0	40,45	4,23	54,83	160,43

C: compost; D: dolomita; 0,1,2: dosis de cada enmienda (n=27; 9 tratamientos por triplicado).

3.3 Inmovilización de metales

El compost y la dolomita disminuyeron el Cu y Zn totales, y el compost disminuyó el Pb total ($p<0,05$), probablemente por dilución. Las menores concentraciones de Cu y Zn solubles se registraron en los tratamientos con alta dosis de dolomita (C0D2, C1D2, C2D2; $p<0,05$), que también presentaron la mayor inmovilización de Pb (aunque el Pb soluble fue muy bajo en todos los casos, 0,3-1,8 mg/kg). La combinación de compost y dolomita incrementó significativamente la inmovilización de Zn ($p=0,0122$) y Cu ($p=0,0002$), sin afectar la de Pb ($p=0,1641$). Las concentraciones solubles de Cu, Pb y Zn se correlacionaron negativamente con el contenido de carbonatos y el pH del elutriado ($p<0,01$), lo que sugiere que la precipitación de carbonatos e hidróxidos metálicos, junto con la adsorción a carbonatos y MO, son los principales mecanismos de inmovilización. Si bien el compost solo no mejoró significativamente la mayoría de las propiedades

del suelo, su aporte de carbono orgánico, capacidad de intercambio catiónico y actividad microbiana resulta relevante en programas de remediación a largo plazo.

Cabe destacar que altas dosis de dolomita pueden generar sobrealcalinización y pulsos abióticos transitorios de CO_2, por lo que se recomienda su aplicación fraccionada en condiciones de campo.

3.4 Citotoxicidad y genotoxicidad sobre Allium cepa

El tratamiento C0D2 fue el menos tóxico, mientras que los elutriados de suelos sin dolomita (C0D0, C1D0, C2D0) fueron los más tóxicos. El RGIC0,8 mostró que C0D2, C1D2 y C2D2 indujeron la menor toxicidad (mayores NOEC), diferenciándose significativamente del resto ($p<0,05$) (Tabla 1). El contenido de carbonatos y el pH se correlacionaron positivamente con NOEC y LOEC ($p<0,001$), y NOEC/LOEC se correlacionaron negativamente con Pb y Cu solubles ($p<0,001$) y Zn soluble ($p<0,01$).
Todos los tratamientos con alta dosis de dolomita presentaron índices mitóticos similares al control ($p>0,05$). Los indicadores de genotoxicidad (MN y NA) se hallaron exclusivamente en los LOEC de tratamientos sin dolomita o con baja dosis, con valores muy bajos (≤0,14 %), sin relevancia biológica. No se observaron aberraciones cromosómicas en ningún control, NOEC, ni en LOEC de tratamientos con alta dosis de dolomita.

4. Conclusiones

La aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas mejoró las condiciones fisicoquímicas, incrementó la biomasa microbiana, redujo la biodisponibilidad de metales y disminuyó la citotoxicidad y genotoxicidad de suelos contaminados con residuos mineros. Las altas dosis de dolomita resultaron efectivas para neutralizar el pH e inmovilizar Cu, Pb y Zn mediante precipitación con carbonatos, aunque estos niveles representan un escenario experimental de límite superior y no una recomendación estándar de campo. El compost solo no mejoró significativamente la mayoría de las propiedades del suelo, pero puede contribuir a la comprensión mecanística y a la restauración ecológica. La combinación de altas dosis de dolomita y bajas de compost (23,63 g de dolomita y 4,05 g de compost/100 g de suelo) constituye un marco de referencia para futuras estrategias de remediación in situ en condiciones extremas de contaminación, que debe validarse en ensayos controlados a pequeña escala antes de su aplicación a campo, evaluando además su aplicación fraccionada en el tiempo.

5. Bibliografía

Alvarenga P., Gonçalves R., Fernandes R.M., de Varennes A., Vallini G., Duarte E., Cunha-Queda A.C., 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Sci. Total Environ.* 406, 43-56.

Calabró M.R., Roqueiro G., Tapia R., Crespo D.C., Bargiela M.F., Young B.J., 2022. Chronic toxicity, bioavailability and bioaccumulation of Zn, Cu and Pb in *Lactuca sativa* exposed to waste from an abandoned gold mine. *Chemosphere* 307, 135855.

Heredia B., Recio P.D., Young B.J., Zungre F.B., Hruby S., Acevedo M.A., Mercado M.I., Roqueiro G., 2025. Strategies of physiological, morpho-anatomical and biochemical adaptation in seedlings of native species exposed to mining waste. *Ecotox. Environ. Saf.* 290, 117750.

Rizzo P.F., Young B.J., Pin Viso N., Carbajal J., Martínez L., Riera N., Bres P., Beily M., Barbaro L., Farber M., Zubillaga M., Crespo D., 2022. Integral approach for the evaluation of poultry manure, compost, and digestate. *Waste Manage.* 139, 124-135.

DELISOIL: RENDIMIENTO AGRONÓMICO DE MEJORADORES DE LA SALUD DEL SUELO DERIVADOS DE SUBPRODUCTOS ALIMENTARIOS EN UN LIVING LAB CATALÁN

Zbigniew Emil Blesa Marco[1], Yasmina Chourak[1], Enric Garcia-Muchart[1], Rosa Vilaplana[1], Pedro Federico Rizzo[1] Laia Llenas Argelaguet[1]

[1]BETA Technological Center. Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya. Ctra. de Roda, 70, 08500 Vic-Barcelona, Spain.

Resumen: La degradación del suelo afecta a aproximadamente el 61 % de los suelos europeos, reduciendo su productividad y sus funciones ecosistémicas. En Cataluña, esta problemática se agrava por los bajos contenidos de materia orgánica, los desequilibrios de nutrientes y la presión asociada a la gestión de purines en zonas agroganaderas, mientras grandes volúmenes de residuos agroalimentarios siguen infrautilizados. En este contexto, el proyecto DeliSoil propone valorizar subproductos alimentarios locales para producir enmiendas sostenibles. En este estudio se elaboraron, caracterizaron y evaluaron cuatro productos: digestato, compost, biochar y bioestimulante, así como sus combinaciones binarias. Su desempeño agronómico se analizó mediante respiración microbiana, ensayos en invernadero y un ensayo de campo durante un ciclo de cultivo. En maceta se evaluaron 14 tratamientos, incluyendo control, sulfato amónico y un producto comercial, aplicados a 170 kg N ha^{-1} en un diseño aleatorizado con cuatro repeticiones. Se cultivó *Triticum aestivum* bajo condiciones controladas, monitorizando crecimiento, biomasa, nutrientes del suelo y composición mineral del tejido vegetal. En campo se aplicó una selección de tratamientos, excluyendo bioestimulante y biochar como tratamientos individuales, y se evaluaron biomasa, propiedades del suelo y dinámica del nitrato en profundidad durante un año. El bioestimulante incrementó la respiración microbiana un 30,5 % respecto al control, indicando una activación biológica a corto plazo. En maceta, biochar + digestato y bioestimulante + digestato mostraron las mayores biomasas totales, sugiriendo efectos sinérgicos. En campo, el producto comercial alcanzó la mayor biomasa, aunque compost + bioestimulante mostró una respuesta prometedora y superior al control. Además, compost + bioestimulante y compost + digestato redujeron el nitrato superficial, mientras que el digestato presentó bajos niveles en profundidad. En conjunto, estas enmiendas pueden mejorar la eficiencia del uso de nutrientes y favorecer una fertilización más circular y sostenible.

Palabras clave: Digestato, compost, biochar, bioestimulantes, Triticum aestivum.

1. Introducción

La salud del suelo es una prioridad estratégica en Europa, donde se estima que alrededor del 61–62 % de los suelos presentan algún grado de degradación, asociada a pérdida de carbono orgánico, erosión, desequilibrios de nutrientes y compactación. En regiones mediterráneas como Cataluña, esta problemática se agrava por la presión agraria y ganadera, la baja materia orgánica y los excedentes de nitrógeno derivados de la gestión de purines, especialmente en zonas vulnerables por nitratos.

En este contexto, la valorización de subproductos agroalimentarios mediante digestión anaerobia, compostaje, pirólisis y fermentación en estado sólido ofrece una vía para cerrar ciclos de nutrientes y producir enmiendas orgánicas. El proyecto DeliSoil evalúa el rendimiento

agronómico y los efectos sobre la salud del suelo de digestato, compost, biochar y bioestimulante, solos y combinados, en un Living Lab catalán, comparándolos con la fertilización mineral convencional.

2. Material y Métodos

Se seleccionaron, caracterizaron y validaron materias primas agroalimentarias locales para producir cuatro mejoradores del suelo: digestato, compost, biochar y bioestimulante, así como sus combinaciones binarias.

2.1 Cuantificación y caracterización de mejoradores del suelo

La identificación y cuantificación de los flujos residuales se realizó a partir de bases de datos oficiales de la Agència de Residus de Catalunya de 2022. Se seleccionaron residuos de transformación alimentaria según código NACE, sector de origen y tipología. El inventario estimó una generación de 310.731 t año^{-1} de residuos agroalimentarios en Cataluña, con predominio de los sectores cárnico, oleícola y vitivinícola. La selección de materias primas se basó en volumen, relevancia sectorial, naturaleza orgánica, potencial de valorización y aplicabilidad experimental. A partir de estos flujos se obtuvieron digestato, compost, biochar y bioestimulante, además de combinaciones binarias para evaluar posibles sinergias.

2.2 Validación agronómica

El desempeño agronómico se evaluó mediante respiración microbiana, ensayo en maceta y ensayo de campo. Los tratamientos fertilizantes se aplicaron a una dosis equivalente de 170 kg N ha^{-1}, excepto el control. En maceta se cultivó *Triticum aestivum* bajo condiciones controladas, evaluando crecimiento, biomasa, nutrientes del suelo y composición mineral vegetal. Los tratamientos incluyeron control, fertilizante mineral (MF), digestato (D), compost (C), biochar (B), bioestimulante (BI), producto comercial (CP), combinaciones binarias y una formulación completa (FC). En campo se aplicó una selección de tratamientos, excluyendo bioestimulante y biochar como tratamientos individuales, y se evaluaron biomasa, propiedades del suelo y nitrato a 30, 60 y 90 cm.

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los tratamientos.

Tratamiento	pH	EC (µS cm^{-1})	CN	TP (mg kg^{-1})	K (mg kg^{-1})
BI	6,64±0,01	268±29	25,4±2,5	41,0±2,4	600±54
B	10,1±0,0	206±7	12,1±1,0	43958±0	765±289
C	7,99±0,10	11563±907	10,6±1,6	11261±2401	6611±1056
D	8,74±0,05	4769±339	8,60±0,30	12298±1112	2132±679

2.3 Métodos analíticos y estadísticos

Las propiedades fisicoquímicas de las materias primas y productos obtenidos se determinaron mediante métodos normalizados para matrices orgánicas y enmiendas del suelo. Se analizaron densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales, sólidos volátiles, carbono total, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo y potasio, expresando los resultados en base seca.

Los datos procedentes de la respirometría, los ensayos en invernadero y el ensayo de campo se analizaron mediante modelos lineales mixtos. La significación de los tratamientos se evaluó

mediante ANOVA y comparación post-hoc de Tukey. Cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad u homogeneidad de varianzas, se aplicaron pruebas alternativas como Welch o Kruskal-Wallis/Wilcoxon, según la estructura de los datos.

3. Resultados y Discusión

3.1 Respuesta de respiración basal

El modelo lineal mixto mostró un efecto significativo del tratamiento, del tiempo de incubación y de la interacción Tratamiento × Día sobre la respiración microbiana, indicando que la respuesta dependió tanto del tipo de enmienda como de su evolución temporal (Weil & Brady, 2016). La respiración aumentó progresivamente hasta los 14 días, cuando BI presentó el valor más elevado, con 3,85 ± 0,29 µg CO_2 g^{-1} suelo, seguido de FC, B y BI+C, todos por encima del control, referidos a respiración acumulada hasta 14 días. Estos resultados sugieren que el bioestimulante y el biochar, solos o combinados, estimularon la actividad microbiana a corto plazo, probablemente por una mayor disponibilidad de compuestos asimilables, mejora del microhábitat y retención de humedad (Kabir y col., 2023). En cambio, los tratamientos con fertilización mineral o basados principalmente en digestato mostraron respuestas más moderadas.

3.2 Validación agronómica

3.2.1. Ensayo en macetas

En el ensayo en maceta, los tratamientos mostraron diferencias en la producción de biomasa y en la respuesta nutricional de *Triticum aestivum* (Sellami y col., 2025). Las mayores biomasas totales se observaron en B+D y BI+D, con 16,81 ± 4,05 y 16,70 ± 5,72 g $maceta^{-1}$, respectivamente, superando al control y alcanzando valores comparables o superiores a MF y CP. B+D destacó por su biomasa aérea y radicular, mientras que BI+D presentó la mayor biomasa radicular, aunque con alta variabilidad. Los tratamientos individuales mostraron respuestas más moderadas, salvo B, que alcanzó valores próximos al producto comercial.

En la composición vegetal, BI+C y BI presentaron los mayores contenidos de N en tejido, mientras que C+D y C destacaron en P, y BI, MF, BI+C y C en K (Manono, 2026). Al final del ensayo se observó una reducción general del nitrato del suelo, atribuible a la absorción vegetal y a transformaciones del N (Weil & Brady, 2016). En conjunto, las combinaciones B+D y BI+D mostraron el mayor potencial agronómico, sugiriendo sinergias entre el aporte nutricional del digestato y los efectos funcionales del biochar o del bioestimulante (Kabir y col., 2023)

3.2.2. Desempeño agronómico en campo

En campo, CP presentó la mayor biomasa aérea, con 3,64 ± 0,57 t ha^{-1}, seguido de C+BI, D y C, con valores superiores al control. En cambio, C+D y MF mostraron las menores producciones medias. Estos resultados indican que CP fue el tratamiento más productivo durante el ciclo evaluado, aunque C+BI mostró una respuesta agronómica prometedora como alternativa orgánica (Aguilar-Paredes y col., 2023; Sellami y col., 2025).

En la planta, los mayores contenidos acumulados de N se observaron en C y CP, mientras que CP destacó también en la extracción de K, Mg y Ca. El compost presentó la mayor acumulación de P, probablemente asociada a una liberación gradual de nutrientes (Bohórquez-Sandoval y col.,

2024; Manono, 2026). Al final del ensayo, el suelo mantuvo un pH alcalino y diferencias moderadas en carbono oxidable. Respecto al nitrato, MF y CP mostraron los valores más altos a 30 cm, mientras que C+BI y C+D presentaron menores concentraciones superficiales. A 90 cm, D y CP registraron los valores más bajos, mientras que MF mostró mayor acumulación y variabilidad, indicando un posible mayor riesgo de lixiviación.

4. Conclusiones

Los resultados muestran que los mejoradores derivados de residuos agroalimentarios pueden contribuir a una fertilización más circular y sostenible. BI y B estimularon la respiración microbiana a corto plazo, indicando un efecto positivo sobre la funcionalidad biológica del suelo. En maceta, B+D y BI+D generaron las mayores biomasas de *Triticum aestivum*, sugiriendo sinergias entre el aporte nutricional del digestato y los efectos físicos o biológicos del biochar y del bioestimulante. En campo, CP fue el tratamiento más productivo, aunque C+BI mostró una respuesta prometedora y menores niveles de nitrato superficial. El digestato presentó bajos niveles de nitrato en profundidad durante el ciclo evaluado, lo que podría indicar una mejor sincronización entre mineralización y absorción del cultivo, aunque sería necesario confirmarlo en ensayos de mayor duración. La variabilidad observada evidencia la necesidad de validar estas estrategias en ensayos de mayor duración y bajo distintas condiciones edafoclimáticas.

5. Bibliografía

Aguilar-Paredes A., Valdés G., Araneda N., Valdebenito E., Hansen F., Nuti M., 2023. Microbial community in the composting process and its positive impact on the soil biota in sustainable agriculture. Agronomy 13, 542.

Bohórquez-Sandoval L.J., García-Molano J.F., Pascual-Valero J.A., Ros-Muñoz M., 2024. A comprehensive review on organic waste compost as an effective phosphorus source for sustainable agriculture. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture 13.

Kabir E., Kim K.-H., Kwon E.E., 2023. Biochar as a tool for the improvement of soil and environment. Frontiers in Environmental Science 11, 1324533.

Manono B.O., 2026. Compost quality and application rate as drivers of soil health, nutrient cycling, and crop performance: A critical review and practical rate-design framework. Nitrogen 7, 58.

Sellami M.H., Di Mola I., Mori M., 2025. Evaluating wheat response to biostimulants: A 25-year review of field-based research (2000–2024). Frontiers in Sustainable Food Systems 9, 1543981.

Weil R.R., Brady N.C., 2016. The nature and properties of soils. 15th ed. Ed. Pearson, Boston. 912 pp.

6. Agradecimientos

Funded by the European Union under the Horizon Europe Program, Grant Agreement No. 101112855

EMISIONES DE N_2O Y CO_2 Y RESPUESTA BIOGEOQUÍMICA DE UN SUELO TRAS LA APLICACIÓN DE DIGESTATOS DE ORIGEN VEGETAL

Evangelina Pareja-Sánchez[1], Roberto García-Ruiz[1], Joyce Solórzano[2], Ana Isabel Palma-Toro[2], Beatriz Gómez-Muñoz[2]

[1]Instituto Universitario de Investigación en Olivar y Aceite de Oliva (INUO), Universidad de Jaén, Jaén, España. [2]Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC), Granada, España.
Correo electrónico: epareja@ujaen.es

Resumen: El desarrollo de plantas de biogás y biometano incrementa la generación de digestatos, subproductos con potencial fertilizante, pero con efectos ambientales dependientes de su composición. Se evaluó, en condiciones controladas de laboratorio, los efectos de cinco digestatos de origen vegetal en las emisiones de CO_2 y N_2O, dinámica del N mineral, conductividad eléctrica e indicadores funcionales del suelo. La aplicación de los digestatos aumentó la emisión de CO_2 del suelo respecto al control, valores acumulados de CO_2 -C superiores en la fase líquida del digestato industrial y emisiones intermedias en el digestato sólido industrial y el digestato enriquecido con polifenoles. Las emisiones acumuladas de N_2 O-N mostraron una elevada variabilidad y no difirieron estadísticamente entre tratamientos. La dinámica de NH_4^+, NO_3^- y los cambios en la conductividad eléctrica difirió entre tipos de digestatos, especialmente en la fase líquida industrial. Los valores de actividades enzimáticas mostraron cambios moderados. Estos resultados preliminares indican que la valorización agronómica del digestato requiere considerar tanto su origen como su fraccionamiento para minimizar riesgos de emisión de gases de efecto invernadero.

Palabras clave: incubación controlada; nitrificación; fraccionamiento sólido-líquido; indicadores enzimáticos.

1. Introducción

La digestión anaerobia de subproductos agroganaderos y agroindustriales es una vía relevante para producir energía renovable y avanzar hacia modelos de economía circular. En España, la Hoja de Ruta del Biogás identifica el desarrollo del sector como una oportunidad estratégica para la transición energética y establece un objetivo mínimo de producción de biogás de 10,41 TWh anuales en 2030 (MITECO, 2022). Este despliegue conlleva un aumento paralelo de digestato, cuya valorización agronómica constituye un reto clave para garantizar la sostenibilidad del sector.

El digestato puede aportar carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) y otros nutrientes al suelo, contribuyendo a reducir la dependencia de fertilizantes minerales. Sin embargo, el digestato no es un material homogéneo, ya que su comportamiento depende del origen del sustrato, del proceso de digestión y de la separación en fracciones. Tras su aplicación al suelo, las emisiones de N_2 O están reguladas por la disponibilidad de N mineral, el C fácilmente degradable, el contenido en agua, aireación y el pH, factores que condicionan procesos relacionados con el ciclo del N tales como nitrificación y la desnitrificación (Butterbach-Bahl et al., 2013). Las emisiones de CO_2 reflejan la respiración del suelo y la mineralización del C añadido y nativo.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de cinco digestatos de diferente origen vegetal sobre las emisiones de N_2 O y CO_2 y relacionarlas con la dinámica de NH_4^+, NO_3^-, P soluble, pH, conductividad eléctrica y actividad microbiana. Se planteó como hipótesis que los digestatos con mayor disponibilidad relativa de N favorecerían emisiones más intensas de N_2 O, mientras que el CO_2 y los indicadores funcionales responderían principalmente a la mineralización del C y a la estimulación microbiana.

2. Material y Métodos

2.1. Suelo, digestatos y diseño experimental

Se realizó una incubación en laboratorio durante 61 días, con un suelo mediterráneo tamizado a 2 mm, homogeneizado y ajustado al 60 % de su capacidad de campo. Los tratamientos incluyeron un control sin enmienda y cinco digestatos: D1, digestato industrial alimentado con purin de cerdo, gallinaza y otros materiales orgánicos; D2, fase líquida del digestato industrial; D3, fase sólida del

digestato industrial; D4, digestato industrial enriquecido en laboratorio con polifenoles; y D5, digestato 100% de alperujo. Todos se aplicaron a una dosis equivalente de C (3 mg C g^{-1} suelo) para permitir comparaciones directas entre materiales. El experimento incluyó unidades experimentales no destructivos para la medición repetida de gases y botes destructivos independientes para los muestreos de suelo, con tres réplicas por tratamiento. La incubación se mantuvo a 25 °C y la humedad se corrigió periódicamente por pesada.

Los digestatos presentaron composiciones contrastadas: D5 mostró la menor relación C/N (5,6), D2 y D1 valores bajos-intermedios (9,1 y 10,5), D4 una relación C/N de 11,4 y D3 la relación más elevada (17,8). Esta variabilidad permitió comparar materiales con distinta calidad de C y disponibilidad potencial de N manteniendo constante la dosis de C aplicada.

2.2. Emisiones de gases y variables edáficas

Las emisiones de N_2O y CO_2 se midieron en las unidades experimentales no destructivas con mayor frecuencia durante las primeras semanas y seguimiento posterior. Durante cada medición, las unidades experimentales se mantuvieron en condiciones aeróbicas. Las emisiones se calcularon considerando el volumen de las unidades experimentales, la temperatura, el tiempo de cierre y la masa de suelo equivalente seco, y las emisiones acumuladas mediante integración trapezoidal.

El N mineral del suelo se cuantificó como NH_4^+ y NO_3^- tras extracción con KCl 1 M; el P soluble en agua se determinó mediante extracción acuosa y análisis colorimétrico, y el pH y la conductividad eléctrica se midieron en suspensión suelo:agua. Al final de la incubación se evaluó la respuesta funcional mediante β-glucosidasa, N-acetil-β-D-glucosaminidasa (NAG), ureasa y MicroResp. Las diferencias entre tratamientos se evaluaron mediante ANOVA y comparación post hoc de Tukey ($p<0,05$).

3. Resultados y Discusión

La aplicación de digestatos incrementó las emisiones de CO_2 durante la mineralización del C añadido (Figura 1A) aunque la magnitud dependió del tipo de digestato. D2 presentó el mayor valor medio y se diferenció del control, mientras que D3 y D4 también mostraron acumulados significativamente superiores. D1 y D5 ocuparon una posición intermedia, sin diferenciarse estadísticamente con el control ni con los tratamientos con mayores emisiones. Esta respuesta indica que la mineralización del C no depende únicamente de la cantidad añadida, sino de la calidad del C y de la composición del digestato. La digestión anaerobia y la separación de fases modifican la proporción de compuestos solubles, materia orgánica particulada y N mineral, lo que puede alterar simultáneamente la respiración microbiana y la disponibilidad de nutrientes (Tambone et al., 2010; Möller y Müller, 2012).

Las emisiones acumuladas de N_2O-N fueron más variables y no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Figura 1B). Aun así, los valores medios más altos se observaron en D2 y D4, seguidos de D1, mientras que el control y D3 presentaron acumulados menores. La ausencia de diferencias estadísticas, junto con la dispersión de algunos tratamientos, sugiere que el riesgo de N_2O estuvo condicionado por pulsos temporales y por la interacción entre disponibilidad de N, C lábil y condiciones de aireación del recipiente de incubación. Estos resultados son coherentes con la elevada sensibilidad del N_2O a los cambios de sustrato y a las condiciones microambientales que regulan nitrificación y desnitrificación (Butterbach-Bahl et al., 2013; Charles et al., 2017).

La dinámica de N mineral ayudó a interpretar estas respuestas (Figura 2A-B). D1, D2 y D5 presentaron concentraciones iniciales elevadas de NH_4^+, que disminuyeron con rapidez durante el primer mes. Paralelamente, el NO_3^- aumentó de forma marcada, especialmente en D1, D2 y D5, lo que indica una elevada tasa de nitrificación. D4 mostró valores intermedios y D3 mantuvo una respuesta más moderada, compatible con su mayor relación C/N y con una posible inmovilización microbiana parcial del N. La conductividad eléctrica también diferenció los tratamientos, con un máximo destacado en D2 alrededor del día 29 y valores persistentemente superiores al control en los digestatos más salinos (Figura 2C).

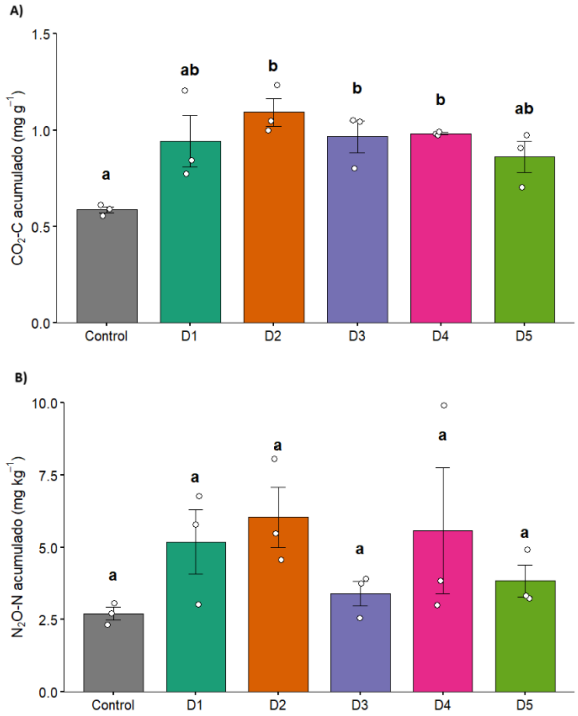


Figura 1. Emisiones acumuladas de CO_2 -C (A) y N_2 O-N (B) tras la aplicación de los digestatos. Barras = media ± error estándar; puntos = réplicas; letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

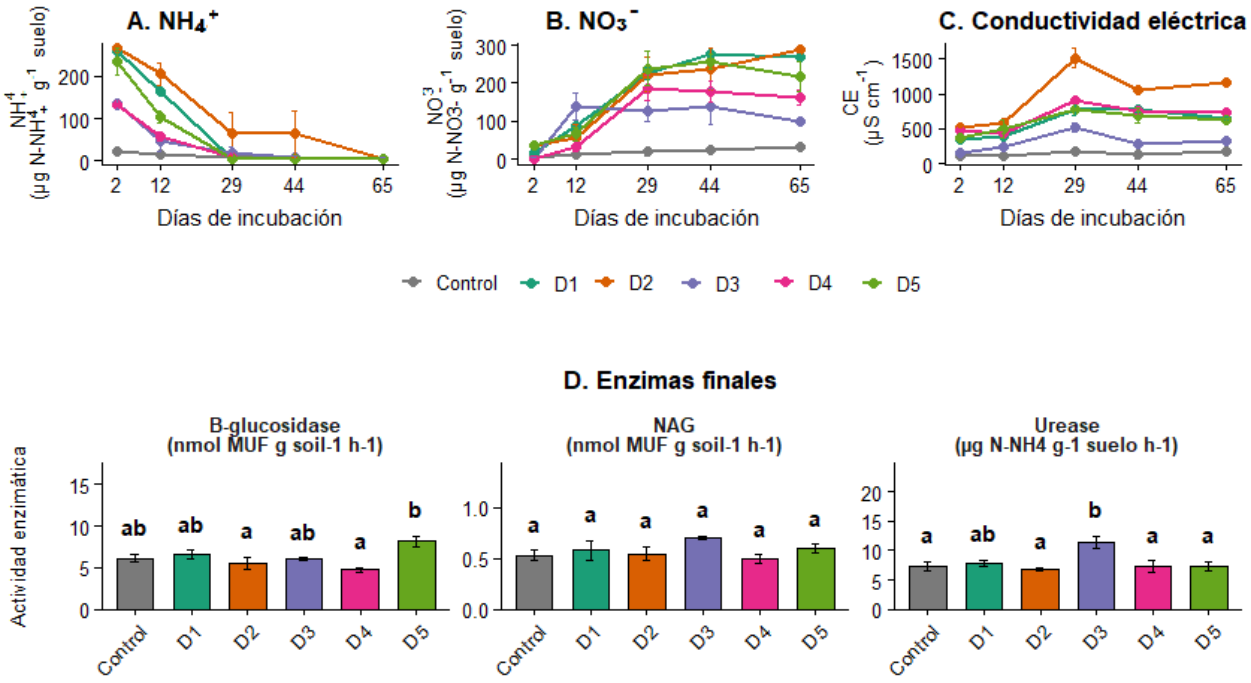


Figura 2. Evolución de NH_4^+ (A), NO_3^- (B), conductividad eléctrica (C) y actividades enzimáticas finales (D) en los tratamientos de incubación. Barras = error estándar; letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Los valores de actividades enzimáticas mostraron cambios selectivos más que una estimulación generalizada (Figura 2D). La β-glucosidasa fue mayor en D5, lo que sugiere una mayor activación de rutas ligadas a la degradación de C; NAG no presentó diferencias significativas; y la ureasa alcanzó el máximo en D3. En conjunto, los resultados apuntan a que la fase líquida industrial (D2) combinó alta mineralización de C, elevada nitrificación y mayor conductividad, mientras que D3 mostró una respuesta más moderada en gases, pero una actividad ureasa elevada. Por tanto, la

separación de fases y la composición del digestato son factores clave para anticipar su comportamiento biogeoquímico.

La interpretación conjunta de gases, N mineral y enzimas evita una lectura simplificada basada solo en los acumulados. Por ejemplo, D5 tuvo la menor relación C/N y una fuerte acumulación de NO_3^-, pero no presentó el máximo de N_2O-N; esto sugiere que la disponibilidad de N fue necesaria pero no suficiente para explicar las emisiones en forma de N_2O-N. La coincidencia temporal entre C lábil, nitrificación, micrositios con baja difusión de oxígeno y humedad del suelo probablemente condicionó los pulsos de N_2O. Esta precaución es especialmente importante en digestatos, cuya composición puede cambiar de forma notable con el sustrato y con la separación sólido-líquido (Nkoa, 2014).

Desde una perspectiva agronómica, los resultados sugieren perfiles de uso diferentes. D2 podría aportar nutrientes rápidamente disponibles, pero su mayor conductividad y mineralización de C aconsejan ajustar dosis y momento de aplicación. D3, con mayor C/N y fracción sólida, mostró menor respuesta en N_2O y una ureasa final elevada, compatible con una mineralización más gradual del N orgánico. D4 presentó un comportamiento intermedio-alto en CO_2 y N_2O, por lo que los posibles efectos de los compuestos fenólicos no pueden asumirse como inhibidores netos bajo estas condiciones.

Estos resultados proceden de una incubación controlada y no sustituyen a la validación en campo; aun así, permiten aislar el efecto del tipo de digestato y detectar mecanismos plausibles antes de recomendar su manejo. En condiciones reales, la dosis, el momento de aplicación, la humedad posterior y la incorporación al suelo pueden modificar las emisiones y la disponibilidad de nutrientes.

4. Conclusiones

Los digestatos incrementaron la mineralización de C respecto al control, pero con distinta intensidad aun aplicándose a dosis equivalente de C. D2, D3 y D4 mostraron los mayores acumulados de CO_2 -C, mientras que D1 y D5 presentaron respuestas intermedias.

Las emisiones acumuladas de N_2 O-N no difirieron significativamente entre tratamientos, aunque D2, D4 y D1 tendieron a presentar valores medios superiores. La dinámica de NH_4^+, NO_3^- y conductividad eléctrica indica que el riesgo de emisión debe interpretarse junto con la disponibilidad temporal de N y la salinidad inducida por cada digestato.

Los indicadores enzimáticos finales evidenciaron respuestas funcionales diferenciadas, destacando la mayor β-glucosidasa en D5 y la mayor ureasa en D3. Estos resultados preliminares refuerzan la necesidad de caracterizar cada digestato antes de su uso agrícola, especialmente cuando procede de fracciones o procesos distintos.

5. Bibliografía

Butterbach-Bahl K. et al. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20130122.

Charles A. et al. 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 236, 88–98.

MITECO, 2022. Hoja de Ruta del Biogás. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. https://www.miteco.gob.es/ (fecha de consulta: 29/05/2026).

Möller K., Müller T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. Eng. Life Sci. 12, 242-257.

Nkoa R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. Agron. Sustain. Dev. 34, 473-492.

Tambone F. et al. 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. Chemosphere 81, 577-583.

6. Agradecimientos

Estudio financiado por Proyecto NUTRIOLIVAR. Plan Operativo de Investigación y Transferencia del Conocimiento UJA 2023; apoyo FEDER Andalucía 2021–2027, (M.A.B.A TA_000080_UJA23) y Ayuda RYC2022-035772-I financiada por MICIU/AEI /10.13039/501100011033 y por el FSE+.

DISIPACIÓN DE RIMSULFURON BAJO DIFERENTES PRÁCTICAS SOSTENIBLES DE MANEJO DEL SUELO EN CAMPO

Noelia Delgado-Pallares[1], M. Sonia Rodríguez-Cruz[1], Jesús M. Marín-Benito[1]

[1]*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España.*

Correo electrónico: noelia.delgado@irnasa.csic.es

Resumen: La incorporación de enmiendas orgánicas o el acolchado (mulch) modifican las propiedades del suelo pudiendo afectar a la disipación de los herbicidas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la disipación del herbicida rimsulfuron y la formación de su metabolito, 3-(etilsulfonilpiridina)-2-sulfonamida, en parcelas experimentales de un suelo franco-arenoso bajo un sistema de cultivo control (S) basado en una rotación avena-maíz, sin laboreo y con siembra directa, combinado individualmente con dos prácticas agrícolas adicionales: i) aplicación de compost vegetal a una dosis de 5 t C ha^{-1} peso seco (S+GC), y ii) acolchado vegetal en superficie (S+Mulch). Se realizaron 11 muestreos de suelo superficial (0-10 cm) en las parcelas experimentales entre 0 y 84 días desde la aplicación del herbicida en preemergencia de maíz y se determinó el herbicida residual y la formación de su metabolito en el suelo. Las curvas de disipación se ajustaron a los modelos cinéticos de primer-orden (SFO) y primer-orden multicompartimental (FOMC), obteniéndose los parámetros de disipación. El modelo FOMC describe mejor la disipación del herbicida ($r^2 \geq 0,97$). El tiempo de vida media (DT_{50}) de rimsulfuron fue mayor en el tratamiento S+GC (1,4 veces) y S+Mulch (1,9 veces) que en el control. Se observaron trazas del metabolito en todos los tratamientos. Los resultados indican que el compost vegetal y el acolchado ralentizan la disipación de rimsulfuron bajo condiciones reales de campo con respecto al tratamiento control, subrayando el papel que juegan estas prácticas agrícolas en la persistencia de los herbicidas en el suelo.

Palabras clave: herbicida, acolchado, compost vegetal, degradación, persistencia

1. Introducción

La incorporación de residuos orgánicos como enmienda al suelo y la cobertura de la superficie del suelo con restos vegetales o acolchado (mulch) modifica sus propiedades fisicoquímicas y biológicas mejorando, en general, la fertilidad, la retención de agua y la salud del suelo (Al-Shammary y col., 2024). Cuando estas prácticas sostenibles de manejo del suelo se aplican de manera conjunta con la aplicación de pesticidas en suelos agrícolas pueden producir cambios en la disipación y persistencia de estos compuestos en este compartimento medioambiental (Carpio y col., 2022).

El rimsulfuron es un herbicida del grupo de las sulfonilureas que se aplica contra las malas hierbas de hoja ancha en cultivo de maíz. Este herbicida presenta una moderada persistencia y un riesgo moderado de movilidad en el perfil del suelo (EFSA, 2018) y su degradación en suelos con pH neutro o alcalino es debida principalmente a procesos bióticos (Kurek y col., 2017).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la disipación del herbicida rimsulfuron y la formación de su metabolito IN-E7290 en parcelas experimentales de un suelo franco-arenoso bajo un sistema de cultivo control (S) basado en una rotación avena-maíz, sin laboreo y con siembra directa, combinado

de un modo individual con dos prácticas agrícolas adicionales: i) suelo enmendado con compost vegetal (S+GC), y ii) suelo con acolchado vegetal en superficie (S+Mulch).

2. Material y Métodos

2.1 Herbicida y metabolito

El estándar analítico del herbicida rimsulfuron (PESTANAL®, pureza 98,0%) y su metabolito, 3-(etilsulfonilpiridina)-2-sulfonamida (IN-E7290, BLDpharm), fueron suministrados por Merck Life Science S.L. (Madrid). La formulación comercial del herbicida utilizada fue RIMSUR® (Tradecorp international S.A.U., Madrid) que contiene un 25% p/p de rimsulfuron. Los valores de la solubilidad en agua y el log K_{ow} (pH 7, 20ºC) son 7300 mg L^{-1} y -1,46, respectivamente (EFSA, 2018).

2.2 Residuo orgánico

El compost vegetal (GC) utilizado para enmendar el suelo de las parcelas fue suministrado por Viveros El Arca (Salamanca). Está compuesto por una mezcla de residuos vegetales procedentes de poda compostados y presenta un 36,6% humedad, pH 7,8, y un contenido de carbono orgánico (CO) de 24% y de nitrógeno orgánico de 2,1% (relación C/N 11,4).

2.3 Ensayo de disipación en parcelas experimentales en campo

Se prepararon 9 parcelas experimentales de 81 m^2 (3 repeticiones/tratamiento) distribuidas al azar en un suelo franco-arenoso de la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC (Salamanca, España) bajo los siguientes sistemas de cultivo: i) tratamiento control (S) basado en un sistema de cultivo avena-maíz, sin laboreo y con siembra directa, ii) tratamiento control con el suelo enmendado con GC a una dosis de 5 t C ha^{-1} (S+GC), y iii) tratamiento control con ~50% de la superficie del suelo cubierta con los restos vegetales del cultivo de avena (S+Mulch). Las principales características del suelo al inicio del experimento se muestran en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características de los suelos bajo los tratamientos S, S+GC y S+Mulch.

Tratamiento	Arcilla/Limo/ Arena (%)	pH	$CaCO_3$ (%)	CO (%)	N (%)	C/N
S	9,0/28,0/63,0	7,72±0,39	0,21±0,05	1,08±0,27	0,11±0,02	9,42±0,52
S+GC	10,0/29,5/60,5	7,12±0,14	0,15±0,01	1,02±0,11	0,10±0,01	10,2±0,26
S+Mulch	8,4/26,7/64,9	7,46±0,60	0,51±0,60	0,90±0,09	0,10±0,02	9,43±0,52

La formulación comercial del herbicida se aplicó con un tractor a todas las parcelas experimentales en pre-emergencia del maíz a la dosis agronómica (50 g ha^{-1}). El maíz se regó 1-2 veces/semana con 21 mm (S) ó 28 mm (S+GC y S+Mulch). Se realizaron 11 muestreos de suelo superficial (0-10 cm) en las 9 parcelas experimentales a distintos tiempos (0 – 84 días) y se determinaron las cantidades residuales de herbicida en el suelo y la formación de su metabolito.

2.4 Extracción y determinación analítica del herbicida y su metabolito

El herbicida se extrajo con una mezcla de metanol:agua (50:50, 80 mL) desde muestras de suelo (40 g) por duplicado y el extracto se concentró utilizando cartuchos SPE Bond Elut HLB 60 mg (Agilent, CA, USA). Las concentraciones de herbicida se cuantificaron por cromatografía líquida (HPLC/Q-TOF-MS) (Agilent, CA, USA), monitorizando la relación masa/carga (m/z) $[M+H]^+$ de 432,44 (rimsulfuron) y 251,30 (metabolito IN-E7290).

2.5 Análisis de datos

Las curvas de disipación se ajustaron a los modelos cinéticos de primer-orden (SFO) y primer-orden multicompartimental (FOMC) y se obtuvieron los parámetros de disipación del herbicida (vida media-DT_{50} y vida 90%-DT_{90}) para cada uno de los tratamientos ensayados (FOCUS, 2006). El estudio estadístico de los resultados se realizó con el software IBM SPSS Statistics v32.

3. Resultados y Discusión

Las curvas de disipación del herbicida aplicado a la dosis agronómica en parcelas en campo con suelo bajo un sistema de cultivo control (S), suelo enmendado con GC (S+GC) y suelo con acolchado (S+Mulch) se ajustaron mejor a un modelo cinético bifásico (FOMC) (FOCUS, 2006), con parámetros de bondad de ajuste $\chi^2 \leq 11$ y $r^2 \geq 0{,}97$ (**Tabla 2**).

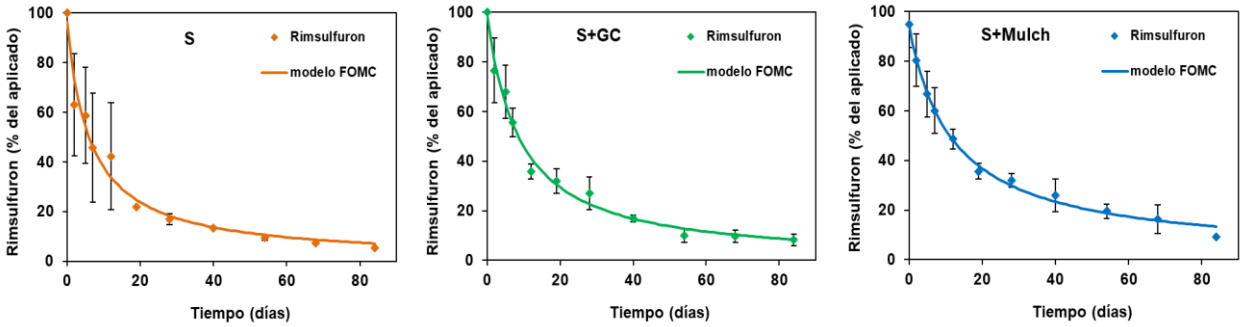


Figura 1. Curvas de disipación de rimsulfuron ajustadas al modelo cinético FOMC en el suelo (S), suelo enmendado con GC (S+GC) y suelo con acolchado (S+Mulch).

Los valores de los parámetros cinéticos de degradación: α y β, DT_{50} y DT_{90}, calculados a partir del ajuste de los datos de las curvas de disipación al modelo FOMC, se incluyen en la **Tabla 2**. Según el informe de la EFSA (2018), las curvas de disipación de rimsulfuron en suelos agrícolas sin enmendar bajo condiciones de campo se ajustaron al modelo cinético de primer orden (SFO).

Tabla 2. Parámetros de disipación de rimsulfuron aplicado en el suelo agrícola (S), suelo enmendado con GC (S+GC) y suelo con acolchado (S+Mulch) en condiciones de campo.

Suelo	α	β	DT_{50} (días)	DT_{90} (días)	χ^2	r^2
S	0,973	6,211	6,50 ± 4,10a	60,0 ± 13,8a	11,0	0,975
S+GC	1,098	9,952	8,80 ± 0,76a	71,1 ± 20,7a	6,40	0,989
S+Mulch	0,905	10,89	12,5 ± 1,03a	128 ± 84,9a	3,40	0,996

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

Los valores de DT_{50} y DT_{90} para el suelo control están en el rango de valores determinados (DT_{50}=3,2-26 días, DT_{90}=19-58,8 días) en estudios de disipación en campo anteriores (EFSA, 2018). El rimsulfuron presentó una degradación más lenta y valores de DT_{50} de 1,4 a 1,9 veces más elevados, en los tratamientos S+GC y S+Mulch, respectivamente, que en el de suelo control (S) (**Tabla 2**). Los valores de DT_{50} presentan una correlación negativa significativa ($p < 0{,}05$) con la temperatura del suelo, indicando que la disipación del rimsulfuron fue más lenta en S+Mulch que presenta una menor temperatura. En un estudio de disipación del rimsulfuron en un suelo franco limoso se observó una rápida disipación del herbicida ($DT_{50} \leq 6$ días), similar a este estudio, debido a las altas temperaturas, alta humedad del suelo y un pH de 5,7 del suelo (Poppell y col., 2002). Rouchaud y col. (1997) observaron una mayor persistencia del rimsulfuron en un suelo enmendado

con diferentes fertilizantes orgánicos (DT_{50}=19-44 días), probablemente debido a un aumento de la adsorción del herbicida por la materia orgánica del suelo evitando su degradación en el suelo.

Se han determinado trazas del metabolito IN-E7290 del herbicida en todos los tratamientos (datos no mostrados), sin que las cantidades observadas sean diferentes entre tratamientos. En estudios de campo, se ha observado que este metabolito es más persistente (DT_{50}=25-294 días) que el rimsulfuron y presenta un alto potencial de lixiviación (EFSA, 2018).

4. Conclusiones

Los resultados indican que la disipación de rimsulfuron bajo condiciones reales de campo se ralentiza y su persistencia en el suelo aumenta, tanto en el suelo enmendado con compost vegetal como en el suelo con acolchado con respecto al tratamiento control, subrayando el papel que juegan estas prácticas agrícolas en la persistencia de los herbicidas en el suelo. Por tanto, será necesario evaluar los procesos que controlan la dinámica de estos compuestos bajo prácticas de manejo sostenible en suelos agrícolas con diferentes características y bajo diferentes condiciones climáticas para aumentar el conocimiento sobre su comportamiento en suelos con agricultura de conservación.

5. Bibliografía

Al-Shammary A.A.G., Al-Shihmani L.S.S., Fernández-Gálvez J., Caballero-Calvo A., 2024. Optimizing sustainable agricultura: A comprehensive review of agronomic practices and their impacts on soil attributes. *J. Environ. Manag.* 364, 121487.

Carpio M.J., Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J., Marín-Benito J.M., 2022. Pesticide fate in soils under different agricultural management practices. En: M.S. Rodríguez-Cruz, M.J. Sánchez-Martín (Eds) *Pesticides in Soils, Ocurrence, Fate, Control and Remediation, The Handbook of Environmental Chemistry 113*. Ed. Springer Nature, Cham, Switzerland, pp. 251–286.

EFSA (European Food Safety Authority), 2018. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance rimsulfuron. *EFSA J.*16(5), 5258.

FOCUS (Forum for the 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 Document Reference SANCO/10058/2005-v. 2.0, 434 pp.

Kurek M., Barchańska H., Turek M., 2017. Degradation processes of pesticides used in potato cultivations. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 242, 105–151.

Poppell C.A., Hayes R.M., Mueller T.C., 2002. Dissipation of nicosulfuron and rimsulfuron in surface soil. *J. Agric. Food Chem.* 50, 4581–4585.

Rouchaud J., Neus O., Callens D., Bulcke R., 1997. Soil metabolism of the herbicide rimsulfuron under laboratory and field conditions. *J. Agric. Food Chem.* 45, 3283–3291.

6. Agradecimientos

Proyecto financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y ERDF/EU (PID2023-151031OB-I00). Noelia Delgado Pallares agradece a MICIU/AEI/PIF2024 por su contrato predoctoral (PREP2023-002031). Los autores agradecen a J.M. Ordax y B. Sánchez por su asistencia técnica, y a los Proyectos de Excelencia "CLU-2025-2-02" y "DEEP-MaX-2024" financiados por JCyL-UE-FEDER y CSIC, respectivamente.

EFECTO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DERIVADAS DEL OLIVAR Y CUBIERTAS VEGETALES SOBRE LA FERTILIDAD DEL SUELO EN OLIVAR ECOLÓGICO

Beatriz Gómez-Muñoz[1], Joyce Melanie Solórzano Moreira[1], Ana Isabel Palma Toro[1], Emilio Benítez León[1]

[1]Departamento de Biotecnología y Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín (EEZ), Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Profesor Albareda, 1, 18008 Granada, España.

Correo electrónico: beatriz.gomez@eez.csic.es

Resumen: La valorización de subproductos del olivar como enmiendas orgánicas constituye una estrategia relevante para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas ecológicos. En este trabajo se evaluó el efecto de la aplicación de compost de alperujo, biochar procedente de restos de poda y estiércol, combinados con cubierta vegetal nativa o de leguminosas, sobre la fertilidad del suelo en un olivar ecológico con manejo tradicional y semiintensivo. A los cuatro meses, se observaron efectos iniciales en algunas propiedades del suelo. El estiércol y el compost incrementaron la conductividad eléctrica y el fósforo disponible, mientras que el biochar aumentó el pH del suelo. La siembra de leguminosas aumentó la biomasa de cubierta vegetal especialmente en el sistema semiintensivo. Sin embargo, variables como la materia orgánica y el nitrógeno inorgánico presentaron una elevada variabilidad y no mostraron diferencias claras, probablemente debido al corto periodo de estudio y a condiciones climáticas que favorecieron pérdidas por lixiviación. En conjunto, los resultados evidencian respuestas tempranas del suelo y subrayan la necesidad de estudios a medio y largo plazo para evaluar plenamente el impacto de estas prácticas en la fertilidad del suelo.

Palabras clave: alperujo compostado, biochar, fijación biológica del nitrógeno, fertilización orgánica

1. Introducción

La agroindustria del aceite de oliva genera anualmente millones de toneladas de alperujo, un subproducto orgánico cuya gestión supone un reto ambiental debido a su volumen y a sus propiedades fitotóxicas. El compostaje de este residuo se presenta como una alternativa eficiente, ya que transforma el alperujo en una enmienda orgánica estable y rica en materia orgánica, capaz de mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Paralelamente, tecnologías emergentes como la pirólisis o la gasificación permiten valorizar otros subproductos agroindustriales, obteniendo biochar, un material rico en carbono que no solo mejora la calidad físico-química del suelo, sino que también contribuye a la producción de energía renovable.

El reciclaje de subproductos del olivar mediante su aplicación como enmiendas orgánicas favorece la economía circular, reduce el uso de fertilizantes inorgánicos y promueve una agricultura más sostenible. Esta estrategia resulta especialmente relevante en el contexto de la agricultura ecológica, donde uno de los principales desafíos es disminuir la dependencia de insumos externos no compatibles con los principios agroecológicos, manteniendo simultáneamente la productividad, la sostenibilidad ambiental y la viabilidad económica de las explotaciones.

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de la aplicación de compost de alperujo, biochar procedente de restos de poda de olivar y estiércol convencional, en combinación con cubierta

vegetal nativa o sembrada con leguminosas, para potenciar la fijación biológica de nitrógeno, sobre la fertilidad del suelo en un olivar ecológico con un marco de plantación tradicional y semiintensivo.

2. Material y Métodos

Para ello se seleccionó el olivar ecológico El Valle del Conde (Luque, Córdoba), situado en el corazón del Parque Natural de las Sierras Subbéticas y gestionado mediante pastoreo. Se trata de una finca de aproximadamente 217 hectáreas, con un olivar de secano de entre 120 y 130 años de antigüedad y una densidad de plantación de entre 65 y 75 árboles por hectárea. La variedad predominante es picuda y picual, aunque también están presentes otras como arbequina y hojiblanca. Las principales prácticas de manejo incluyen la ausencia de laboreo, el mantenimiento de la vegetación espontánea en toda la superficie del olivar controlada mediante ganado ovino, y la incorporación anual de los restos de poda y desvareto, que son triturados e incorporados en las calles del olivar. La fertilización se basa en la aplicación otoñal de estiércol ecológico de cabra en la entrecalle, así como en la incorporación de compost elaborado a partir de hojas de olivo y restos procedentes de la limpieza de la almazara.

Dentro de la finca, se llevó a cabo un experimento de campo tanto en una zona de olivar tradicional (con una densidad de aproximadamente 65 árboles por hectárea) (T) como en una zona de manejo semiintensivo (I) (210 árboles por hectárea). En ambas áreas se evaluaron distintos tratamientos de fertilización y cobertura vegetal, evaluándose cuatro tratamientos de fertilización: i) control (sin enmienda), ii) estiércol de oveja convencional (Estiércol), iii) compost de alperujo (COMP) y iv) biochar (Biochar) de restos de poda de olivo, aplicados a una dosis de 5 t ha^{-1}. Para la cubierta vegetal se establecieron dos tratamientos: vegetación nativa (N) y leguminosas (L) (mezcla de *Trifolium repens, Trifolium pratense, Medicago polyporpha, Trifolium resupinatum*, y *Vicia arvilia*) sembradas a una densidad de 5 g de semilla m^{-2}. Se empleó un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones (48 unidades experimentales) (Figura 1).

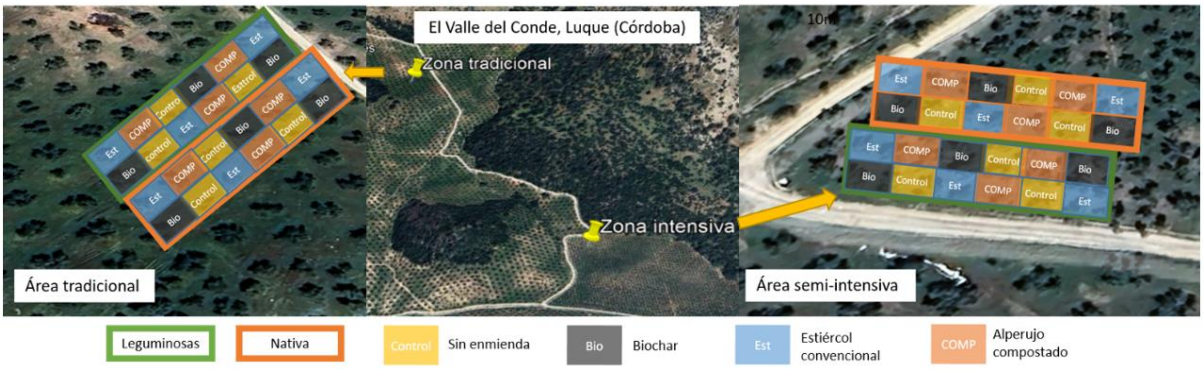


Figura 1. Diseño experimental.

El experimento se inició en noviembre de 2025, cuando tras la siembra de las leguminosas se procedió a la aplicación de las enmiendas orgánicas de forma manual. Las propiedades físico-químicas del suelo inicial y las enmiendas aplicadas se muestran en la tabla 1. Posteriormente, se realizó un muestreo de suelo y cubierta vegetal en marzo y mayo de 2026 (4 y 6 meses desde el comienzo del experimento). En las muestras de suelo se determinó el pH en agua (1:5, suelo:agua), conductividad eléctrica (1:5, suelo:agua), así como el contenido en materia orgánica (pérdidas por ignición a 550 °C), amonio y nitrato extraídos con 1 M KCl (1:40 suelo: KCl) (Hernández-López y Vargas-Albores, 2003) y fósforo extraíble en agua (1:60, suelo:agua) (Ohno y Zibilske, 1991).

Tabla 1. Propiedades físico-químicas del suelo inicial y de las enmiendas orgánicas aplicadas.

	Suelo tradicional	Suelo intensivo	Biochar	Compost	Estiércol
Textura	Franco arcillosa		-	-	-
pH	6,3 ± 0,2	6,5 ± 0,3	9,1 ± 0,2	9,5 ± 0,0	8,8 ± 0,0
Conductividad (dS/cm)	0,17 ± 0,05	0,23 ± 0,06	1,2 ± 54	8,4 ± 0,0	9,2 ± 0,4
Nitrógeno total (%)	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,6 ± 0,1	3,0 ± 0,0	2,3 ± 0,4
Carbono total (%)	3,5 ± 0,9	8,5 ± 0,9	81,6 ± 2,6	39,1 ± 0,7	28,9 ± 4,7
Carbono orgánico (%)	2,7 ± 0,5	2,8 ± 0,4	78,7 ± 4,2	35,5 ± 1,0	26,6 ± 4,7
Relación C/N	8,8 ± 0,5	9,9 ± 0,7	147 ± 37	13,0 ± 0,2	12,7 ± 1,1
Amonio (µgNH_4^+/g)	2,7 ± 0,6	3,9 ± 1,3	18,7 ± 5,2	172 ± 50	251 ± 47
Nitrato (µgNO_3^-/g)	25,3 ± 14	33,6 ± 19	40,2 ± 2,6	70,2 ± 6,7	488 ± 37
Fósforo (µgPO_4/g)	37,2 ± 7,9	12,0 ± 8,5	90,3 ± 31	86,2 ± 43	1461 ± 218

Valores medios seguidos con la desviación típica

3. Resultados y Discusión

La biomasa de la cubierta vegetal estimada a los 4 meses tras la siembra fue significativamente mayor en las parcelas con leguminosas en el caso del olivar intensivo, aunque estas diferencias no se observaron en el olivar tradicional donde la biomasa de cubierta vegetal fue similar para N y L (Figura 2a). Tras 6 meses, la cubierta de leguminosas fue algo mayor que la de vegetación nativa, aunque este efecto no fue significativo. La aplicación de diferentes enmiendas orgánicas no afectó significativamente a la biomasa de cubierta vegetal nativa o sembrada con leguminosas.

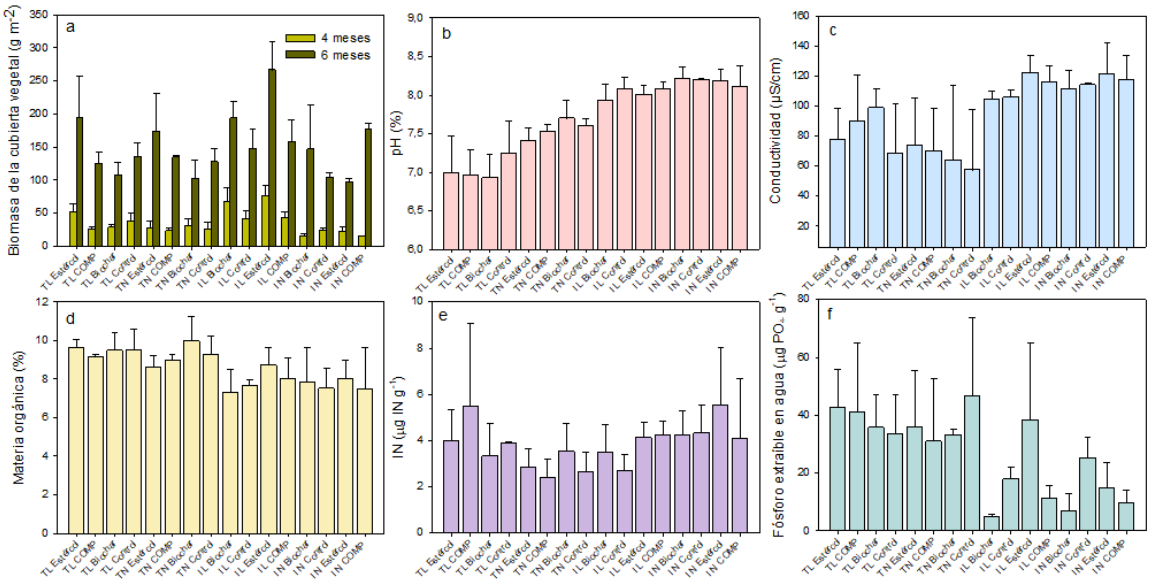


Figura 2. Biomasa de la cubierta vegetal estimada a los 4 y 6 meses tras la siembra (a), pH (b), conductividad eléctrica (c), materia orgánica (d), nitrógeno inorgánico (e) y fósforo extraíble en agua (f) cuantificados 4 meses tras el inicio del experimento. Los valores son medias de 3 réplicas y las barras de error representan la desviación típica.

El pH del suelo, estimado a los 4 meses tras la fertilización (Figura 2b), aumentó respecto a los valores iniciales (Tabla 1), siendo este incremento más acusado en el sistema semiintensivo. En el sistema tradicional, el pH fue ligeramente mayor bajo vegetación nativa que con cubierta de leguminosas. Asimismo, se observó una tendencia al aumento del pH en los suelos tratados con enmiendas orgánicas asociada a su carácter alcalino. La conductividad eléctrica presentó valores

moderados a altos (Figura 2c), con incrementos en los tratamientos con estiércol y compost. Los valores más elevados se registraron en el sistema semiintensivo, indicando una mayor concentración en sales solubles. El contenido de materia orgánica fue relativamente homogéneo entre tratamientos, sin diferencias claras entre sistemas de manejo (Figura 2d). No obstante, disminuyó en el sistema tradicional respecto al valor inicial (11%) y aumentó en el sistema semiintensivo respecto al valor inicial (desde un 7,8%). Las enmiendas orgánicas tendieron a mantener o incrementar ligeramente estos niveles de materia orgánica, aunque sin diferencias claras entre tratamientos, posiblemente debido al corto tiempo de aplicación.

El nitrógeno inorgánico (amonio + nitrato) (NI) mostró una alta variabilidad, con valores generalmente superiores en los tratamientos con enmiendas y cubiertas de leguminosas, lo que refleja tanto el aporte externo derivado de la fertilización como la fijación biológica (Figura 2e). El sistema semiintensivo presentó una ligera tendencia a contenidos de NI mayores que los del sistema tradicional. Sin embargo, en todos los casos, las concentraciones de NI fueron relativamente bajas, lo que podría estar relacionado con pérdidas por lixiviación asociadas a las elevadas precipitaciones registradas en el área de estudio durante enero y febrero de 2026. Por último, el fósforo disponible aumentó principalmente en los tratamientos con estiércol y compost, alcanzando los valores más altos en el sistema tradicional (≈40 mg kg^{-1}) (Figura 2f). En el sistema semiintensivo, la disponibilidad de fósforo fue más heterogénea y, en general, menor, posiblemente debido a diferencias en la dinámica del suelo o en la absorción por parte del cultivo.

4. Conclusiones

Los resultados muestran que, a corto plazo, la aplicación de enmiendas orgánicas y el uso de cubiertas vegetales generan cambios tempranos en algunas propiedades químicas del suelo en olivar ecológico, aunque su efecto depende del sistema de manejo y del tratamiento aplicado. Las enmiendas orgánicas generaron cambios iniciales en la fertilidad del suelo, con especial efecto del estiércol y compost sobre el fósforo disponible, mientras que las cubiertas de leguminosas contribuyeron al incremento del nitrógeno inorgánico. No obstante, estudios a medio y largo plazo permitirán evaluar con mayor precisión la eficacia de estas prácticas y su impacto sobre la fertilidad del suelo y la sostenibilidad del sistema productivo.

5. Bibliografía

Hernández-López, J., Vargas-Albores, F., 2003. A microplate technique to quantify nutrients (NO_2^-, NO_3^-, NH_4^+ and PO_4^{3-}) in seawater. Aquac. Res. 34, 1201–1204.

Ohno, T., Zibilske, L.M., 1991. Determination of low concentrations of phosphorus in soil extracts using malachite green. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 892–895.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el programa Horizon Europe de la Unión Europea (2021–2027), acuerdo de subvención n.º 101181496, con cofinanciación del Swiss State Secretariat for Education, Research and Innovation (SERI). BGM agradece la ayuda RYC2022-035772-I financiada por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por el FSE+.

USO DE COMPOST Y SUS EXTRACTOS DEL MODELO AGROCOMPOSTAJE EN UN CULTIVO HORTÍCOLA: EFECTOS SOBRE LA PLANTA Y EL SUELO

Natalia Manrique[1], Borja Ferrández-Gómez[2], Encarnación Martínez-Sabater[1], Fco. Javier Andreu[1], Juan Martínez-Tomé[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Luciano Orden[1], Antonio Sánchez[2], Mar Cerdán[2], Cristina Álvarez-Alonso[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral [1], Mª Ángeles Bustamante[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela, Alicante.

[2]Dpto. de Bioquímica y Biología Molecular y Edafología y Química Agrícola, Universidad de Alicante, 03080, Alicante.

Correo electrónico: nmanrique@umh.es

Resumen: El impulso de la economía circular y el desarrollo de normativas europeas orientadas a una gestión más sostenible de los residuos orgánicos han favorecido la creación de modelos descentralizados de compostaje, como el agrocompostaje, para la valorización de residuos agroindustriales. Pero todavía existe escasa información sobre los efectos agronómicos de los compost obtenidos mediante estos nuevos modelos. Por lo cual, el presente estudio evaluó el efecto de cuatro compost procedentes de un proceso agrocompostaje y de sus respectivos extractos acuosos durante un ciclo de cultivo de lechuga, comparándolos con tratamientos de estiércol, fertilización inorgánica convencional, un bioestimulante comercial y un control sin fertilización. El ensayo se llevó a cabo en una cámara de crecimiento bajo condiciones controladas, donde se analizaron parámetros relacionados con la calidad del cultivo, el rendimiento final y las propiedades agronómicas del suelo. Los resultados mostraron que la mayoría de los compost y sus extractos promovieron un mayor crecimiento vegetativo y rendimientos superiores a los obtenidos con el control y la fertilización inorgánica, poniendo de manifiesto el potencial de los compost producidos mediante sistemas descentralizados como una alternativa sostenible para la producción hortícola.

Palabras clave: residuos agroindustriales, compostaje descentralizado, bioestimulante, extracto de compost, *Lactuca sativa L*.

1. Introducción

El incremento de la producción agroindustrial en las últimas décadas ha generado un aumento considerable de los residuos orgánicos, cuya gestión supone un reto ambiental. En este contexto, los modelos descentralizados de compostaje, como el agrocompostaje, permiten gestionar los residuos directamente en las explotaciones o agroindustrias donde se generan, reduciendo costes de transporte y favoreciendo el aprovechamiento local de los recursos (Vázquez y col., 2015). Sin embargo, la calidad de los compost obtenidos y sus efectos sobre el suelo y los cultivos pueden variar en función de las materias primas empleadas, las condiciones del proceso de compostaje y su forma de aplicación. Por lo tanto, resulta fundamental conocer el potencial agronómico de los compost producidos mediante modelos descentralizados, así como de productos derivados de los

mismos, como sus extractos acuosos. Por ello, el objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de cuatro compost obtenidos mediante un modelo descentralizado de agrocompostaje y de sus respectivos extractos acuosos sobre el rendimiento y la calidad de la planta durante un ciclo de cultivo de lechuga.

2. Materiales y Métodos

El experimento se realizó en maceta durante un ciclo de cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L. var. almagrera) en condiciones controladas, utilizando suelo franco arcilloso procedente de las parcelas de cultivo de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO, Universidad Miguel Hernández), previamente secado al aire y tamizado a 5 mm para eliminar partículas grandes y restos vegetales, y posteriormente homogeneizado con una mezcla de arena gruesa y arena fina (50:25:25, v/v/v) para favorecer las condiciones de aireación. En el ensayo se evaluaron doce tratamientos de fertilización: cuatro compost elaborados principalmente con residuos de origen ganadero (gallinaza y estiércol ovino) y agroindustrial (alperujo) junto con resto de poda de olivo y vid, procedentes de pilotos del modelo descentralizado de agrocompostaje en la Comunidad Valenciana, a escala pequeña (AS1 Enguera y AS2 Yátova) y escala media (AM1 La Salzadella y AM2 Sant Mateu); los extractos acuoso de dichos compost (EAS1, EAS2, EAM1, EAM2), un fertilizante inorgánico convencional (NPK), estiércol fresco de cabra (ES) procedente de la granja de la EPSO-UMH, un bioestimulante comercial (RZ) y un control sin fertilización (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las enmiendas orgánicas utilizadas en el cultivo de lechuga.

Parámetro	ES	AS1	AS2	AM1	AM2
pH	9,1	8,4	8,6	9,1	8,5
CE (dS/m)	14,2	1,38	3,8	4,3	2,91
MO (%)	70,8	45,1	81,3	69,4	76,3
NT (%)	2,3	2,1	2,1	3,5	2,5
COT (%)	37,2	29,4	44,9	39,5	40,7
Relación COT/NT	16,7	13,7	21,2	11,2	16,3

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, NT: nitrógeno total, COT: carbono orgánico total. ES: estiércol de cabra; AS: compost de agrocompostaje escala pequeña; AM: compost de agrocompostaje escala media.

La dosis de las enmiendas orgánicas sólidas se ajustó a los requerimientos nutricionales del cultivo (210 kg N total /ha año). Los extractos de compost se prepararon en una relación de extracción con agua destilada esterilizada 1:10 (p/v) y agitación 160 rpm durante 24 h. La aplicación de los extractos al suelo se realizó en dos ocasiones, inmediatamente tras plantar y a los 15 días, usando una dosis de 1 L/m^2, utilizando la dilución 1:10 para reducir salinidad. El bioestimulante comercial se añadió al suelo en la dosis especificada en el producto dosis (5 L/ha) usando la dilución 1:1000, en los mismos tiempos que los extractos de compost. Se establecieron 6 repeticiones por tratamiento, disponiendo las macetas al azar en una cámara de ambiente controlado (21 °C de temperatura, 60% humedad relativa y fotoperiodo día-noche de 12 h). La humedad del suelo se mantuvo al 50% de su capacidad de retención hídrica. Se realizaron muestreos de suelo al inicio y al final del ensayo para la determinación de las propiedades físico-químicas y químicas utilizando la metodología descrita por Álvarez-Alonso y col. (2025). Adicionalmente, se evaluó periódicamente a lo largo del experimento la intensidad de la clorofila en hoja (SPAD) y la cobertura vegetal (CANOPY) y al finalizar el experimento, se determinó el rendimiento del cultivo (g/biomasa maceta).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación del efecto de los tratamientos en el suelo

En la Tabla 2 se presentan las características agronómicas de las muestras de suelo correspondientes al inicio y final del ciclo de cultivo. En el primer muestreo, todos los tratamientos presentaron un pH ligeramente básico y baja conductividad eléctrica. Los resultados del segundo muestreo mostraron una ligera disminución del pH en los tratamientos con extractos y en el tratamiento inorgánico (NPK), así como en la salinidad, que disminuyó al final del ciclo de cultivo en todos los tratamientos. Por otra parte, todos los tratamientos mostraron una disminución en el contenido de materia orgánica.

Tabla 2. Características agronómicas del suelo al inicio y final del ciclo de cultivo.

	B	NPK	RZ	ES	AS1	AS2	AM1	AM2	EAS1	EAS2	EAM1	EAM2
Muestreo inicial												
pH	8,4	8,4	8,5	8,6	8,5	8,6	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5
CE (dS/m)	0,51	0,63	0,48	0,58	0,52	0,53	0,57	0,52	0,50	0,50	0,50	0,49
MO (%)	1,79	1,78	1,83	2,17	2,86	2,47	2,19	2,47	1,78	1,82	1,71	1,72
Muestreo final												
pH	8,6	7,9	8,5	8,5	8,3	8,6	8,6	8,5	7,9	8,3	8,4	8,3
CE (dS/m)	0,28	0,66	0,28	0,45	0,30	0,31	0,31	0,30	0,25	0,26	0,24	0,25
MO (%)	1,57	1,57	1,51	1,42	1,80	1,80	1,67	1,69	1,55	1,57	1,59	1,50

CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; RZ: bioestimulante comercial

3.2. Rendimiento y calidad del cultivo

Los mayores rendimientos, expresados como incrementos de peso fresco respecto al obtenido en el tratamiento control sin fertilización, se observaron en prácticamente todos los tratamientos, excepto con el tratamiento inorgánico convencional (NPK) y el extracto de compost EAM1, que mostraron rendimientos inferiores al tratamiento control (Figura 1).

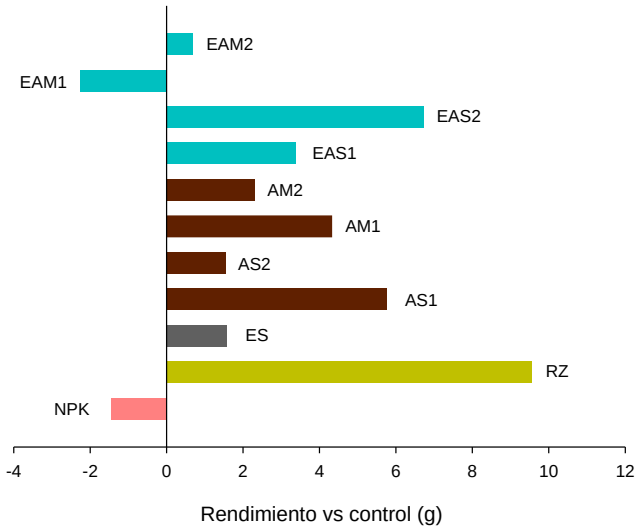


Figura 1. Rendimiento del cultivo de lechuga referido respecto al tratamiento control (incremento de biomasa fresca).

Este hecho pudo ser debido en el caso del extracto EAM1 al potencial efecto fitotóxico por el mayor contenido en compuestos polifenólicos en el compost AM1 (datos no mostrados) (García-Rández y col., 2023). Por otra parte, el efecto positivo sobre el rendimiento del cultivo de los tratamientos con los compost en forma sólida es similar al observado en estudios previos utilizando compost de origen urbano en lechuga y otros cultivos hortícolas (Álvarez-Alonso y col., 2025). Por otra parte, la evolución de los valores de SPAD y del índice CANOPY se muestran en la Figura 2. Los valores de SPAD fueron menores en el tratamiento control al inicio del ensayo, mientras que el tratamiento con estiércol (ES) registró los niveles más altos durante todo el período de evaluación. Por el contrario, el índice CANOPY presentó sus valores más bajos en el tratamiento con estiércol y los más altos en uno de los extractos de compost (EAM1) al final del ensayo.

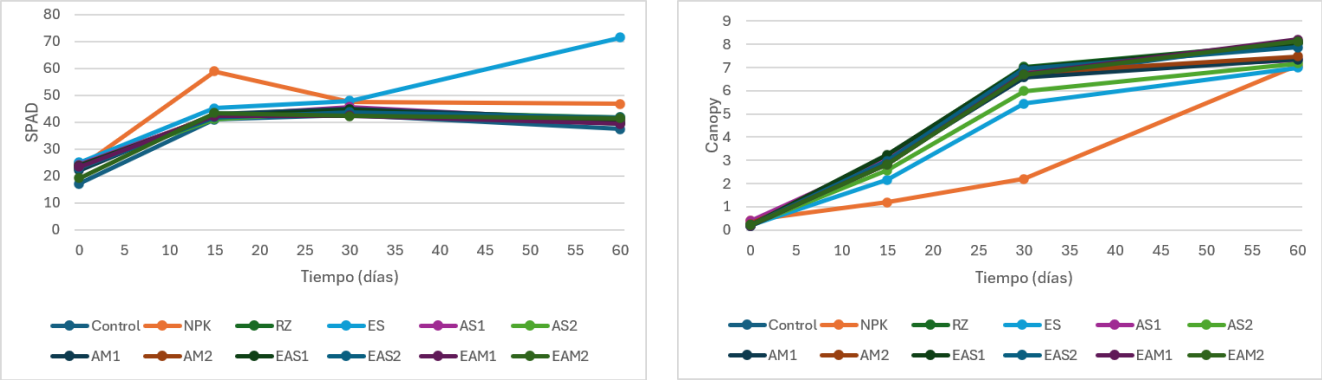


Figura 2. Evolución del índice de clorofila en hoja (SPAD) y del desarrollo de la cubierta vegetal (CANOPY).

4. Conclusiones

En general, la incorporación de los compost, tanto en estado sólido como en forma de extracto acuoso, favoreció el crecimiento del cultivo, tal como se observó en el rendimiento, así como en la evolución de los índices de SPAD y CANOPY. Estos resultados demuestran la viabilidad del agrocompostaje no sólo para la gestión de los flujos residuales de los sectores agro-ganadero y agroindustrial, sino también para la obtención de productos de valor añadido (compost o derivados del mismo, como los extractos) como alternativas sostenibles para la producción hortícola frente al uso de fertilizantes minerales convencionales.

5. Bibliografía

Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Manrique, N. y col. (2025). Agronomic Use of Urban Composts from Decentralized Composting Scenarios: Implications for a Horticultural Crop and Soil Properties. Agronomy, 15(7), 1520.

García-Rández, A., Marks, E. A. N., Pérez-Murcia, M. D.,y col. (2023). Is the Direct Soil Application of Two-Phase Olive Mill Waste (Alperujo) Compatible with Soil Quality Protection? Agronomy, 13(10), 2585.

Vázquez, MA, Sen, R., Soto, M. (2015). Características fisicoquímicas y biológicas del compost procedente de programas de compostaje descentralizados. *Bioresour. Technol. 198*, 520-532.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por el MCIN/ AEI /10.13039/501100011033, también apoyado por la Generalitat Valenciana mediante un contrato predoctoral Santiago Grisolía (CIGRIS/2023/053) a la primera autora.

ESTRATEGIAS AVANZADAS PARA EL COMPOSTAJE DE PODA DE ALMENDRO: COMPOSTAJE DE PRECISIÓN *IN SITU*.

Silvia Sánchez-Méndez[1], Ana García-Rández[1], José Antonio Saéz Tovar[1], Luciano Odren[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Cristina Álvarez-Alonso[1], Natalia Manrique[1], Mª Ángeles Bustamante Muñoz[1], Fco. Javier Andreu-Rodríguez[1], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain.

Correo electrónico: jandreu@umh.es

Resumen: Este trabajo aborda la problemática de la gestión de residuos vegetales de poda en España, un sector afectado por crecientes restricciones normativas. La quema tradicional contribuye al cambio climático y eleva el riesgo de incendios forestales, mientras que la trituración *in situ* genera rechazo entre los agricultores por el temor a que acumule plagas y enfermedades. Esta investigación propone la producción de un compost local equilibrado nutricionalmente, diseñado específicamente para el cultivo del almendro. Este modelo sostenible mitiga el impacto ambiental, mejora la fertilidad del suelo y reduce la dependencia de fertilizantes químicos inorgánicos. Se elaboraron cuatro mezclas utilizando la poda de almendro como agente estructurante, combinada con otros co-ingredientes para alcanzar la relación carbono-nitrógeno (C/N) idónea. Estos incluyeron estiércol vacuno de engorde, un mixto de cabra-oveja y alperujo como ingrediente terciario para optimizar el aporte de potasio. Con estos materiales se montaron cuatro pilas de 8 toneladas (dos binarias y dos ternarias). El proceso se monitorizó mediante dataloggers automáticos y cuatro muestreos estratégicos para analizar parámetros fisicoquímicos, la evolución de macro y micronutrientes, índices de humificación, fitotoxicidad y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). La co-formulación ternaria incluyendo alperujo demostró ser la estrategia más eficiente para incrementar la concentración final de K_2O.

Palabras clave: gestión de residuos de poda, compostaje, fertilidad del suelo, agricultura sostenible.

1. Introducción

Esta fase, iniciada en octubre de 2025, se centró en la optimización del proceso biotecnológico de compostaje de residuos vegetales procedentes de la poda de almendro (*Prunus dulcis*). El objetivo de la investigación consistió en desarrollar un enmendante orgánico a medida, cuyas características nutricionales se alineen de forma óptima con las necesidades específicas del cultivo del almendro. De acuerdo con las directrices técnicas del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Medioambiental (García, J. 2015), el equilibrio óptimo de unidades fertilizantes (UF) para el almendro en regímenes de secano se define en una relación N-P_2O_5-K_2O de 22-11-38, correspondiendo a una proporción de 2-1-3,5. Dado que este cultivo presenta baja demanda de calcio, el diseño experimental se orientó a promover matrices biológicas maduras donde las concentraciones de nitrógeno (N) y potasio (K) se sitúen en rangos cuantitativamente similares, manteniendo el fósforo (P) en niveles inferiores al 50% respecto a los anteriores.

2. Material y Métodos

Como agente estructurante base se empleó biomasa triturada de poda de almendro (AlP) recolectada en el municipio de Caravaca. Para corregir la elevada relación C/N del residuo lignocelulósico y garantizar el adecuado arranque termófilo de las pilas, se seleccionaron dos tipologías de co-ingredientes ganaderos locales: estiércol vacuno de carne de engorde (CM) y

estiércol mixto ovino-caprino (GM). Asimismo, se incorporó alperujo (OMW) como ingrediente terciario clave debido a su elevado potencial de aporte de potasio y su contrastada eficacia en el balance químico de sistemas de compostaje según el criterio del grupo de investigación GIAAMA-UMH (García-Rández, A. 2008). (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades de las materias primas iniciales utilizadas en las pilas de compostaje.

	Poda almendro (AlP)	*Estiércol vaca (CM)*	*Estiércol cabra-oveja (GM)*	*Alperujo (OMW)*
Humedad (%)	12,2	42,8	53,6	23,1
Den. aparente (kg/L)	0,17	0,41	0,37	0,89
pH	6,69	8,22	8,81	6,11
CE (dS m^{-1})	1,21	9,04	8,81	2,88
COT (%)	11,6	10,8	10,5	50,2
NT (%)	0,47	2,2	1,92	1,79
COT/TN	27,0	8,8	8,8	30,1
PPH* (mg/kg)	724	4200	6514	9025
P (g kg^{-1})	0,06	0,81	0,77	0,31
K (g kg^{-1})	0,32	2,4	2,6	3,5
Ca (g kg^{-1})	0,61	2,7	3,3	0,99
Mg (g kg^{-1})	0,11	0,62	0,71	0,31
Na (g kg_{-1})	0,12	0,74	0,68	0,21

** Polifenoles hidrosolubles*

Utilizando la herramienta de optimización COMPOST CALCULATOR by UMH, (Agrocompost.Agrocompostaje) se formularon y montaron cuatro pilas de compostaje de 8 toneladas métricas cada una (dos sistemas binarios y dos ternarios) formuladas bajo condiciones óptimas de porosidad y equilibrio nutricional (Tabla 2):

Tabla 2. Composición de las pilas de compostaje.

Identificación de la Mezcla	*Ingrediente 1*	*Ingrediente 2*	*Ingrediente 3*	*Proporción (% fw)*	*Proporción (% vol)*
Almendro 01 (CM+AlP)	Poda Almendro	Estiércol Vaca	-	20 /80/ 0	25 /75/ 0
Almendro 02 (CM+AlP+OMW)	Poda Almendro	Estiércol Vaca	Alperujo	20 /50/ 30	46 /39/ 15
Almendro 03 (GM+AlP)	Poda Almendro	Estiércol Ovino-caprino	-	20 /80/ 0	25 /75/ 0
Almendro 04 (GM+AlP+OMW)	Poda Almendro	Estiércol Ovino-caprino	Alperujo	20 /50/ 30	46 /39/ 15

El seguimiento del proceso experimental duró 150 días, realizándose cuatro muestreos estratégicos: M1 (Inicio/Start-up a día 0), M2 (Inicio de la fase termófila activa u oxidativa / FOx a día 45), M3 (Finalización de la fase FOx a día 120) y M4 (Fase de madurez estabilizada a día 150). La evolución térmica interna fue registrada mediante dataloggers automatizados de lectura diaria, determinándose de forma complementaria la tasa de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), la dinámica de humificación, fitotoxicidad, parámetros físico-químicos y concentración elemental.

3. Resultados y Discusión

El seguimiento analítico, mostró una buena degradación biológica en las cuatro muestras ensayadas (Tabla 3). Los resultados finales demostraron una reducción de la densidad media inducida por la incorporación del alperujo y el uso de estiércol mixto caprino-ovino. El pH final se estabilizó en rangos básicos/alcalinos (7,39 - 8,08) y la salinidad (CE) mostró un descenso favorable en los tratamientos ternarios potenciados con alperujo. El contenido de materia orgánica total (MOT) final se mantuvo elevado, preservando la fertilidad potencial de la enmienda. A nivel de macronutrientes, la concentración de Nitrógeno Total (NT) fue óptima, destacando significativamente los tratamientos basados en estiércol vacuno. El balance del potasio (K_2O) aumentó mediante la co-formulación con alperujo (Almendro 02 y 04), cumpliendo el perfil de diseño propuesto para la nutrición equilibrada de plantaciones de secano. La dinámica medioambiental y de micronutrientes se evaluó mediante espectrofotometría, observando una concentración relativa de todos los microelementos y metales pesados en la fase de madurez con respecto al tiempo inicial, fenómeno derivado de la pérdida neta de masa del sistema en forma de agua y dióxido de carbono (CO_2) respirado. El hierro (Fe) presentó valores marcadamente sobresalientes vinculados a la fracción de estiércol vacuno. En cuanto a las restricciones normativas ambientales, los metales pesados contaminantes (Cd, Cr, Ni, Pb) se estabilizaron holgadamente por debajo de los límites máximos permitidos por la legislación vigente.

4. Conclusiones

El uso combinado de poda de almendro y subproductos ganaderos locales bajo un enfoque de economía circular es técnica y agronómicamente viable. La co-formulación ternaria incluyendo alperujo demostró ser la estrategia más eficiente para aumentar la concentración final de K_2O, aproximándose al equilibrio nutricional simplificado 2-1-3,5 idóneo para plantaciones de almendro de secano. Por último, la caracterización ecotoxicológica de metales pesados en los productos maduros garantiza la obtención de enmiendas comercializable con clasificación de Etiqueta Tipo A, garantizando una transferencia tecnológica segura y sostenible para el sector agrícola de la región.

5. Bibliografía

García García, J. 2015. Evaluación económica del cultivo de almendro en secano en la Región de Murcia: situación actual y retos de futuro. Fruticultura 44:26-36

García-Rández, A; Orden,L.; Marks, Evan; Andreu-Rodríguez J.; Franco-Luesma,S.;Martínez-Sabater,E.; Saéz-Tovar,J.A.; Pérez-Murcia,M.D.; Agulló,E.; Bustamante,M.A.; Cháfer, M.; Moral,R. (2025). Monitoring of greenhouse gas emissions and compost quality during olive mill waste co-composting at industrial scale: The effect of N and C sources. Waste Management, 193, 33-43.

Agrocompostaje para el sector agrario valenciano: https://agrocompostaje.umh.es/calculadora-compostaje/ (22/06/2026).

6. Agradecimientos

Este trabajo forma parte de grupo operativo para la promoción y fomento de la almendra murciana producida en un escenario de cambio climático (PROALMUR), en el marco del Programa Regional de Desarrollo Rural, financiado por la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca de la Región de Murcia, y por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

Tabla 3. Datos fisicoquímicos y el balance de nutrientes durante las 4 etapas de control.

Muestra	*Densidad*	*Humedad*	*pH*	*CE*	*MOT*	*Cenizas*
Almendro 1. Start-up (M1)	0,418	62,1	7,83	5,40	55,8	45,1
Almendro 1. Inicio FOx (M2)	0,257	44,3	7,87	6,10	51,5	49,7
Almendro 1. Fin FOx (M3)	0,386	38,2	7,97	6,79	47,5	53,5
Almendro 1. Madurez (M4)	0,447	32,2	8,08	7,14	40,7	60,2
Almendro 2. Start-up (M1)	0,438	62,5	7,43	6,00	55,6	45,9
Almendro 2. Inicio FOx (M2)	0,248	50,2	7,63	7,05	52,2	49,6
Almendro 2. Fin FOx (M3)	0,356	41,0	7,88	6,49	48,1	53,5
Almendro 2. Madurez (M4)	0,444	34,4	7,98	6,74	39,6	61,8
Almendro 3. Start-up (M1)	0,406	59,0	7,23	5,40	52,8	43,1
Almendro 3. Inicio FOx (M2)	0,239	44,8	7,35	6,23	49,2	47,1
Almendro 3. Fin FOx (M3)	0,351	37,5	7,51	6,29	45,3	50,7
Almendro 3. Madurez (M4)	0,422	31,6	7,61	6,58	38,1	57,8
Almendro 4. Start-up (M1)	0,400	57,6	6,95	5,40	51,4	42,2
Almendro 4. Inicio FOx (M2)	0,231	45,0	7,10	6,30	48,1	45,8
Almendro 4. Fin FOx (M3)	0,335	37,2	7,29	6,06	44,3	49,4
Almendro 4. Madurez (M4)	0,410	31,2	7,39	6,31	36,8	56,7
Muestra	*MO*	*NT*	*Corg*	*Corg/NT*	*Na*	*K2O*
Almendro 1. Start-up (M1)	0,3	2,28	32,0	15,7	5,1	3,8
Almendro 1. Inicio FOx (M2)	16,9	2,65	30,3	12,7	5,7	4,3
Almendro 1. Fin FOx (M3)	28,7	2,69	29,7	12,3	5,7	4,3
Almendro 1. Madurez (M4)	45,8	2,94	25,0	9,6	6,9	5,1
Almendro 2. Start-up (M1)	0,3	2,35	31,6	15,2	3,8	5,1
Almendro 2. Inicio FOx (M2)	14,2	2,68	30,3	12,7	4,3	5,7
Almendro 2. Fin FOx (M3)	26,6	2,74	29,4	12,0	4,3	5,7
Almendro 2. Madurez (M4)	47,9	3,01	24,1	9,0	5,1	6,9
Almendro 3. Start-up (M1)	0,3	2,19	30,2	14,6	4,2	3,8
Almendro 3. Inicio FOx (M2)	14,7	2,52	28,7	12,0	4,7	4,3
Almendro 3. Fin FOx (M3)	26,2	2,57	28,0	11,5	4,7	4,3
Almendro 3. Madurez (M4)	44,4	2,82	23,3	8,8	5,7	5,1
Almendro 4. Start-up (M1)	0,3	2,15	29,3	14,1	3,8	4,2
Almendro 4. Inicio FOx (M2)	13,7	2,47	28,0	11,7	4,3	4,7
Almendro 4. Fin FOx (M3)	25,0	2,52	27,2	11,2	4,3	4,7
Almendro 4. Madurez (M4)	43,8	2,76	22,4	8,5	5,1	5,7
Muestra	*P_2O_5*	*Ca*	*Mg*	*S*		
Almendro 1. Start-up (M1)	5,1	3,3	0,870	0,556		
Almendro 1. Inicio FOx (M2)	5,7	5,3	0,875	0,667		
Almendro 1. Fin FOx (M3)	5,7	3,7	0,930	0,657		
Almendro 1. Madurez (M4)	6,9	5,8	1,112	0,789		
Almendro 2. Start-up (M1)	3,8	3,3	0,814	0,524		
Almendro 2. Inicio FOx (M2)	4,3	5,2	0,821	0,646		
Almendro 2. Fin FOx (M3)	4,3	3,6	0,900	0,620		
Almendro 2. Madurez (M4)	5,1	5,7	1,078	0,748		
Almendro 3. Start-up (M1)	4,2	3,5	0,798	0,512		
Almendro 3. Inicio FOx (M2)	4,7	5,6	0,804	0,622		
Almendro 3. Fin FOx (M3)	4,7	3,9	0,867	0,606		
Almendro 3. Madurez (M4)	5,7	6,1	1,038	0,728		
Almendro 4. Start-up (M1)	3,8	3,5	0,764	0,491		
Almendro 4. Inicio FOx (M2)	4,3	5,7	0,770	0,601		
Almendro 4. Fin FOx (M3)	4,3	3,9	0,838	0,581		
Almendro 4. Madurez (M4)	5,1	6,2	1,003	0,699		

Densidad (kg/l); Humedad, Materia Orgánica Total (MOT), Cenizas, Pérdida de Materia orgánica (MO), Carbono Orgánico (Corg), Potasio (K_2O), Fósforo (P_2O_5) y Nitrógeno Total (NT) expresados en %; Conductividad eléctrica (CE) en dS/m; Calcio, Magnesio y Azufre en g/100g; y Sodio en g/kg.

ENMIENDAS ORGÁNICAS Y PRÁCTICAS AGRÍCOLAS DE CONSERVACIÓN: IMPACTO EN LA DISIPACIÓN DEL HERBICIDA DIMETHENAMID-P

Noelia Delgado-Pallares[1], M. Sonia Rodríguez-Cruz[1], Jesús M. Marín-Benito[1]

[1]*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España.*

Correo electrónico: jesusm.marin@irnasa.csic.es

Resumen: El objetivo de este trabajo fue estudiar la disipación y persistencia del herbicida dimethenamid-P aplicado en preemergencia de maíz y la formación de sus metabolitos, dimethenamid-OA y dimethenamid-ESA, en parcelas experimentales de un suelo franco-arenoso bajo un sistema de cultivo control (S) basado en una rotación avena-maíz, sin laboreo y con siembra directa, combinado con dos prácticas agrícolas adicionales de un modo individual: i) suelo enmendado con compost vegetal a una dosis de 5 t C ha^{-1} (S+GC), y ii) suelo con acolchado vegetal en superficie (S+Mulch). Se realizaron 11 muestreos de suelo superficial (0-10 cm) en las parcelas experimentales (81 m^2, 3 parcelas/tratamiento) a distintos tiempos durante 84 días desde la aplicación del herbicida y se determinaron las cantidades residuales de compuesto en el suelo y la formación de sus metabolitos. Las curvas de disipación se ajustaron a los modelos cinéticos de primer orden (SFO) y primer orden multicompartimental (FOMC) y se obtuvieron los parámetros de disipación. Los resultados muestran que las curvas de disipación del herbicida se ajustaron mejor al modelo SFO con valores de $\chi^2 \leq 10$ y $r^2 \geq 0{,}97$. Los tiempos de vida media (DT_{50}) de dimethenamid-P siguieron el orden: S+Mulch<S<S+GC. Se observó la formación de los dos metabolitos en todos los tratamientos siendo mayores los porcentajes de dimethenamid-OA que de dimethenamid-ESA. Los resultados muestran que la persistencia de dimethenamid-P bajo condiciones reales de campo se vio favorecida por la enmienda orgánica del suelo, mientras que la presencia del acolchado sobre la superficie del suelo aceleró su disipación.

Palabras clave: Compost vegetal, acolchado vegetal, experimento de campo, degradación, persistencia.

1. Introducción

El manejo sostenible del suelo mediante prácticas agrícolas como la rotación de cultivos, el no laboreo, la siembra directa, la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo y el acolchado permiten, entre otros beneficios, aumentar el contenido en carbono orgánico del suelo y mejorar su estructura, estabilidad y diversidad biológica (Al-Shammary et al., 2024; Carpio y col., 2022). Estos controlan el comportamiento de los herbicidas en el suelo y su persistencia podría verse modificada cuando se aplican bajo estas prácticas agrícolas (Carpio y col., 2022).

El objetivo de este trabajo fue estudiar cómo la disipación y persistencia de un herbicida ampliamente aplicado en el cultivo de maíz por su selectividad, dimethenamid-P, y la formación de sus metabolitos, dimethenamid-OA y dimethenamid-ESA, se ve modificada en condiciones de campo en un suelo franco-arenoso: i) enmendado con compost vegetal, o ii) con acolchado vegetal en superficie, respecto al tratamiento control o de referencia que integra, en común a todos los tratamientos, un sistema de rotación avena-maíz, no laboreo del suelo y siembra directa.

2. Material y Métodos

2.1 Herbicida y metabolitos

El herbicida dimethenamid-P se considera no persistente en el suelo con valores medios de tiempo de vida media (DT_{50}) y de disipación del 90% (DT_{90}) de 15,8 y 70,1 días a escala de campo, respectivamente. Presenta una alta solubilidad en agua (1,5 g L^{-1}), una baja hidrofobicidad (log K_{ow}=1,89), y un potencial de lixiviación medio (índice GUS= 1,97). Sus principales metabolitos, analizados en este estudio, a los que se degrada en el suelo fueron dimethenamid-OA y dimethenamid-ESA que se caracterizan por ser moderadamente persistentes en el campo y con un alto potencial de lixiviación con valores de DT_{50} = 69 y 57 días, e índice GUS= 5,40 y 5,52, respectivamente (PPDB, 2026). El patrón analítico de dimethenamid-P (PESTANAL®, pureza ≥ 98%) fueron suministrados por Merck Life Science S.L. (Madrid), y los de dimethenamid-OA (99,5%) y dimethenamid-ESA (97,7%) por Chem Service (West Chester, PA, USA).

2.2 Experimento de campo

Se diseñaron y prepararon parcelas experimentales de 9 × 9 m^2 en un suelo franco-arenoso de la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC (Salamanca, España) bajo los siguientes sistemas de cultivo: i) tratamiento control (S) basado en una rotación anual de dos cultivos, avena-maíz, sin laboreo y con siembra directa, ii) tratamiento control en el suelo enmendado con compost vegetal (36,6% humedad, pH 7,8, carbono orgánico (CO) 24%, nitrógeno orgánico 2,1%; C/N 11.4) a una dosis de 5 t C ha^{-1} (S+GC), y iii) tratamiento control con ~50% de la superficie del suelo cubierta con los restos vegetales del cultivo anterior (S+Mulch) y con 6 años de antigüedad bajo este tipo de manejo del suelo. El diseño consistió en un total de 9 parcelas experimentales distribuidas al azar con 3 repeticiones por tratamiento cuyas principales características del suelo al inicio del experimento se muestran en la **Tabla 1**. Todas las parcelas se equiparon con sondas de temperatura y humedad TEROS 11 (Meter Group, WA, USA) para monitorear ambas variables del suelo a 20 cm de profundidad durante todo el experimento. El valor medio de ambos parámetros para el periodo experimental se muestra en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Principales características de los suelos bajo los tratamientos S, S+GC y S+Mulch.

Tratamiento	Arcilla/Limo/ Arena (%)	pH	$CaCO_3$ (%)	CO (%)	N (%)	C/N	T_{suelo} (ºC)	Humedad (m^3 m^{-3} suelo)
S	9,0/28,0/63,0	7,72	0,21	1,08	0,11	9,42	22,8	0,128
S+GC	10,0/29,5/60,5	7,12	0,15	1,02	0,10	10,2	23,9	0,123
S+Mulch	8,4/26,7/64,9	7,46	0,51	0,90	0,10	9,43	21,0	0,171

El herbicida se aplicó a las parcelas experimentales con un tractor en pre-emergencia del maíz bajo la formulación comercial Spectrum® (72% p/v, BASF Española S.L.) y a la dosis agronómica de 1,4 L ha^{-1}. El maíz se regó 1-2 veces/semana a una media de 28 mm/evento en las parcelas control (S), y a 21 mm/evento en los tratamientos S+GC y S+Mulch.

2.3 Estudio de disipación

Se cogieron muestras superficiales de suelo (0-10 cm) a 11 tiempos de muestreo entre 0 y 84 días después de la aplicación del herbicida. Las submuestras de cada parcela (10) se mezclaron para obtener una muestra media por cada parcela tratada, se tamizaron (< 2 mm) y se congelaron a -18°C hasta la extracción y análisis de los herbicidas y metabolitos.

El método de extracción y concentración de los herbicidas/metabolitos de las muestras de suelo consistió en agitar 40 g de suelo con 80 mL de metanol:agua 50:50 (por duplicado) en baño de ultrasonidos (1 h) y en agitador rotatorio (24 h). Se centrifugó a 10000 rpm (60 min), se filtró (< 0,22

µm), y se evaporó una alícuota de 25 mL bajo corriente de N_2 (8 h) utilizando un evaporador EVA-EC2-L (VLM GmbH, Bielefeld, Alemania). Se diluyó la muestra con agua destilada hasta un volumen final de 300 mL que se ajustó a pH 3 con ácido acético glacial y se pasó a través de cartuchos SPE Bond Elut HLB 60 mg de Agilent mediante una bomba peristáltica (flujo 1 mL min^{-1}). Los herbicidas/metabolitos retenidos en los cartuchos se eluyeron con 6 mL de acetonitrilo:metanol 1:1, se evaporó a sequedad en evaporador con corriente de N_2, y se redisolvió con 0,75 mL agua:acetonitrilo 75:25. La determinación analítica se llevó a cabo mediante UPLC-QTOF-MS (Agilent, AZ, USA). El gradiente de trabajo para la separación y cuantificación de los compuestos fue: 1) 0 - 1 min: 90% agua + 1% ácido fórmico (A) y 10% metanol (B); 2) 1 – 5 min: 80% A y 20% B; 3) 5 – 5,5 min: 30% A y 70% B; 4) 5,5 – 7 min: 20% A y 80% B; 5) 7 – 8 min: 60% A y 40% B; 6) 8 – 9 min: 90% A y 10% B, y la velocidad de flujo 0,4 mL min^{-1}. Se cuantificó el ion molecular positivo (m/z) $[M+H]^+$ 276,08 (dimethenamid-P), 272,09 (dimethenamid-OA), y 322,07 (dimethenamid-ESA).

Las cinéticas de disipación del herbicida se ajustaron a un modelo cinético de primer orden (SFO) o primer orden multicompartimental (FOMC) y se calcularon los parámetros de disipación del herbicida (DT_{50} y DT_{90}) para cada uno de los tratamientos ensayados (FOCUS, 2006). El estudio estadístico de los resultados se realizó con el software IBM SPSS Statistics v32.

3. Resultados y Discusión

Las cinéticas de disipación de dimethenamid-P se ajustaron mejor al modelo cinético SFO en los tres tratamientos ensayados con valores de $\chi^2 \leq 10$ y $r^2 \geq 0,97$, de acuerdo con lo observado en diferentes suelos agrícolas por Sharipov et al. (2021). Los valores de DT_{50} (4,80 – 10,9 días) y DT_{90} (15,8 – 36,3 días) siguieron el orden: S+Mulch < S < S+GC (**Tabla 2**) y fueron inferiores a los registrados para otros estudios en campo (DT_{50} = 10 - 20 días; DT_{90} = 48 - 167 días) (PPDB, 2026).

Tabla 2. Parámetros de adsorción (coeficientes de distribución, K_d) y disipación (DT_{50}, DT_{90}) del herbicida bajo los tratamientos S, S+GC y S+Mulch ajustado con el modelo cinético SFO.

Tratamiento	K_d (mL g^{-1})	DT_{50} (días)	DT_{90} (días)	χ^2	r^2
S	2,26±0,36b	7,10±2,33ab	23,5±7,92ab	9,80	0,989
S+GC	6,19±1,39a	10,9±1,31a	36,3±4,30a	8,30	0,969
S+Mulch	2,72±0,05b	4,80±0,50b	15,8±1,76b	10,0	0,986

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

Los valores de DT_{50} y DT_{90} del herbicida mostraron diferencias significativas ($p < 0,001$) entre los tratamientos S+Mulch y S+GC, sin embargo, no fueron significativamente diferentes a los del tratamiento control (S). El orden de disipación observado está de acuerdo con el seguido por los valores de los coeficientes de distribución (K_d) determinados en el laboratorio a una concentración de equilibrio (C_e) de 1 mg L^{-1} mediante la técnica batch en equilibrio, aunque no se encontró correlación con los valores de DT_{50} y DT_{90} (**Tabla 2**). Sin embargo, sí se observó que la mayor adsorción del herbicida en el S+GC habría podido disminuir su biodisponibilidad para ser degradado y/o movilizado a horizontes más profundos del suelo mostrando el valor más elevado de DT_{50} (Carpio y col., 2022).

Los datos de temperatura y humedad del suelo monitoreados durante el experimento (**Tabla 1**) pusieron de manifiesto que la aplicación del GC al suelo favoreció el incremento de la temperatura del suelo (1,1ºC) mientras que la presencia del mantillo sobre su superficie la descendió (-1,8ºC) con respecto a la del tratamiento control, observándose el efecto opuesto para la humedad del suelo. Se observó una correlación negativa/positiva significativa entre los valores de DT_{50} (n= 9), y la humedad (r = - 0,738, p = 0,036) o la temperatura (r = 0,928, p = 0,0009) del suelo, respectivamente, indicando que la degradación del herbicida se vio principalmente favorecida en el suelo con mayor humedad y menor temperatura (S+Mulch). Los valores de DT_{50} en el S+Mulch estuvieron de acuerdo con los valores determinados por Mueller y Steckel (2011) en un suelo

agrícola bajo un manejo similar (DT_{50} = 5 – 9 días). Los autores también determinaron para dimethenamid-P valores de DT_{50} más bajos en condiciones de mayor humedad del suelo. Estudios complementarios de biomasa total, respiración y actividad deshidrogenasa del suelo (datos no mostrados) pusieron de manifiesto que la abundancia/actividad microbiana del suelo bajo los diferentes tratamientos siguió el orden: S+GC < S < S+Mulch de acuerdo con el orden inverso seguido por los valores de DT_{50} obtenidos, subrayando la mediación de los microorganismos en la disipación de dimethenamid-P en el suelo.

Se observó la formación de los dos metabolitos del herbicida (dimethenamid-OA y dimethenamid-ESA) en los extractos de suelo de todos los tratamientos durante el experimento de disipación. En general, el metabolito dimethenamid-OA se detectó en todos los tratamientos en una ligera mayor proporción (pico máximo: 3,2% – 5,7% respecto a la dosis de herbicida aplicada) que el metabolito dimethenamid-ESA (2,4% – 3,9%) de acuerdo con los datos registrados (PPDB, 2026). Las cantidades de metabolitos detectadas en el suelo del tratamiento S+Mulch fueron siempre menores que en los tratamientos S y S+GC, de acuerdo con la menor cantidad de herbicida aplicado que alcanzó el suelo como consecuencia de la intercepción parcial (42%) por parte del acolchado.

4. Conclusiones

Los resultados ponen de manifiesto que la persistencia de dimethenamid-P bajo condiciones reales de campo se vio favorecida por la enmienda orgánica del suelo, mientras que la presencia del acolchado sobre la superficie del suelo aceleró su disipación. Estos resultados corresponden a un ensayo anual, sin embargo, deben ser evaluados en experimentos de mayor duración para extraer conclusiones bajo condiciones meteorológicas contrastadas y teniendo en cuenta la evolución de las propiedades del suelo en cada uno de sus tratamientos.

5. Bibliografía

Al-Shammary A.A.G., Al-Shihmani L.S.S., Fernández-Gálvez J., Caballero-Calvo A., 2024. Optimizing sustainable agriculture: A comprehensive review of agronomic practices and their impacts on soil attributes. *J. Environ. Manag.* 364, 121487.

Carpio M.J., Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J., Marín-Benito J.M., 2022. Pesticide fate in soils under different agricultural management practices. En: M.S. Rodríguez-Cruz, M.J. Sánchez-Martín (Eds) *Pesticides in soils. Ocurrence, fate, control and remediation.* The Handbook of Environmental Chemistry, V. 113. Springer, Heidelberg, Berlin, pp.251-286.

FOCUS, 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.

Mueller T.C., Steckel L.E., 2011. Efficacy and dissipation of pyroxasulfone and three chloroacetamides in a Tennessee field soil. *Weed Sci.* 59, 574-579.

PPDB—Pesticides Properties DataBase (2026). University of Hertfordshire. http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm (fecha de consulta: 07/05/2026).

Sharipov U., Kočárek M., Jursík M., Nikodem A., Borůvka L., 2021. Adsorption and degradation behavior of six herbicides in different agricultural soils. *Environ. Earth Sci.* 80, 702.

6. Agradecimientos

Proyecto financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y ERDF/EU (PID2023-151031OB-I00). Noelia Delgado Pallares agradece a MICIU/AEI/PIF2024 por su contrato predoctoral (PREP2023-002031). Los autores agradecen a J.M. Ordax y B. Sánchez por su asistencia técnica, al Proyecto "CLU-2025-2-02—Unidad de Excelencia IRNASA_CSIC", financiado por la Junta Castilla y León y cofinanciado por la Unión Europea (FEDER "Europa impulsa nuestro crecimiento"), y al proyecto "DEEP-MaX-2024_IRNASA" financiado por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE RETENCIÓN HÍDRICA EN SUELOS ENMENDADOS: IMPACTO DEL TIPO Y DOSIS DE ENMIENDA ORGÁNICA

Natalia Manrique[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Enrique Agulló[1], M. Ángeles Bustamante[1], Xavier Barber[2], Javier Martín-Pozuelo[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], José A. Sáez-Tovar[1], Luciano Orden[1], Cristina Álvarez-Alonso[1], F. Javier Andreu[1], Frutos Marhuenda-Egea[3], M. Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312

[2]Instituto de Matemáticas, Inteligencia Artificial y Ciencia de Datos (i-MIND). Universidad Miguel Hernández de Elche (Alicante)

[3]Departamento de Bioquímica y Agroquímica, Universidad de Alicante, Facultad de Ciencias, Ap. 99, 03080-San Vicente del Raspeig (Alicante)

Resumen: El conocimiento de la capacidad de retención de agua del suelo es fundamental para comprender las relaciones suelo-agua y su impacto directo en la productividad agrícola. La fuerza con la que el agua es retenida por la matriz del suelo determina el trabajo que las plantas deben realizar para extraerla. El principal objetivo de este trabajo fue evaluar un modelo predictivo para cuantificar la ganancia neta de agua útil en el suelo tras la aplicación de diferentes tipos de enmiendas orgánicas (compost, vermicompost, biochar, hidrochar y frass) en 4 dosis diferentes (1%, 2,5%, 5% y 10%) frente a un control sin enmienda. Para llevar a cabo este estudio se empleó un equipo de membrana de presión EijKelKamp M0803, utilizando las presiones de 1; 2,5; 6 y 15 bares, correspondientes a las tensiones con las que es retenida el agua (valores pF) de 3; 3,4; 3,8 y 4,2. Los resultados obtenidos mostraron que la eficiencia hídrica está ligada a la dosis y a la variabilidad de la composición de cada material. El frass al 10% destacó como la estrategia óptima, logrando un incremento predictivo del agua útil del 91.1% sobre el control, mientras que el vermicompost redujo la disponibilidad hídrica en dosis elevadas. Por otra parte, el biochar y el compost mostraron una respuesta no monótona (forma de U) donde dosis bajas (1–2,5%) disminuyen el agua útil, requiriendo una dosis mínima del 5% para obtener efectos positivos.

Palabras clave: retención de agua, compost, vermicompost, biochar, hidrochar, frass, agua útil.

1. Introducción

El agua y el suelo son recursos esenciales para la vida, el sostenimiento de los ecosistemas naturales y el desarrollo de las actividades económicas. En particular, su relación con la actividad agraria es de vital importancia, ya que estos recursos son la base sobre la cual se sustenta la producción agrícola (MAPA, 2023). Un sistema suelo-agua eficiente permite una mejor gestión del riego y un mejor ajuste de la fertilización, ayudando con ello a reducir la contaminación difusa por el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados. Dado que la fuerza de la matriz del suelo determina el esfuerzo que las plantas deben realizar para absorber agua, resulta imprescindible explorar estrategias que mejoren las propiedades hidrofísicas de los terrenos cultivables. Con este propósito, el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de cinco enmiendas orgánicas (compost, vermicompost, biochar, hidrochar y frass), aplicadas en 4 dosis diferentes (1%, 2,5%, 5% y 10%),

sobre la capacidad de retención hídrica del suelo (VW) comparando su efecto frente a un suelo control sin enmienda.

2. Material y Métodos

Para evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en la retención hídrica del suelo, se estableció un diseño experimental que incluyó cinco tipos de materiales: compost, vermicompost, biochar, hidrochar y frass. Cada enmienda se incorporó al suelo en cuatro dosis diferentes (1%, 2.5%, 5% y 10% p/p), además de un tratamiento control (suelo sin enmienda). Se evaluaron: i) 5 compost procedentes de diversas mezclas de residuos agroindustriales y ganaderos, incluyendo alperujo, paja de arroz y estiércoles de cabra, conejo y gallinaza; ii) 4 vermicompost obtenidos a partir de residuos agrícolas, ganaderos y lodos agroindustriales; iii) 4 muestras de biochar, productos de pirólisis originados a partir de biomasas lignocelulósicas y subproductos agrícolas, específicamente poda de viñedo, paja de arroz, hueso de oliva y alperujo; iv) 5 muestras de hidrochar, obtenidas mediante carbonización hidrotermal (HTC) a partir de poda y lodo de depuradora y v) 5 muestras de frass de insectos de producción comercial o experimental. Las características de estos materiales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de las enmiendas orgánicas evaluadas (valores promedio)

Parámetro	COMPOST	VERMICOMPOST	BIOCHAR	HIDROCHAR	FRASS
pH	8,0	7,3	9,1	7,1	6,4
CE (ds m^{-1})	5,6	1,7	2,2	1,1	5,4
MO (%)	61,5	49,0	67,7	70,8	88,4
NT (%)	2,6	2,2	1,3	1,4	3,3
COT (%)	33,7	30,5	35,1	54,1	40,3
Relación COT/NT	13,0	13,6	26,9	39,8	12

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

La caracterización de la capacidad de retención hídrica se llevó a cabo utilizando un equipo de membrana de presión extractor Eijkelkamp (modelo M0803). Para cada nivel de presión, el sistema se mantuvo activo durante 24 horas para garantizar la estabilización del peso de la muestra y el equilibrio termodinámico del agua intersticial. El contenido de agua (en volumen) (VW) se determinó para para cada punto de presión a partir de la masa de agua retenida en el equilibrio hídrico y la densidad aparente del suelo. A partir de los puntos de la curva de retención medidos, se definió la capacidad de campo (CC) como el contenido volumétrico de agua retenido a una tensión de pF 3.4 (correspondiente a una presión de 2.5 bares en el extractor de membrana). Asimismo, el punto de marchitez permanente o coeficiente de marchitez (PM) se estableció a la tensión de pF 4.2 (presión de 15 bares), límite termodinámico a partir del cual el agua intersticial es retenida con una fuerza superior a la capacidad de succión de las raíces de la mayoría de los cultivos agrícolas. Finalmente, la capacidad de agua útil disponible para las plantas (AU) se calculó mediante la diferencia cuantitativa entre ambos estados hídricos (Klute, 1986; Cassel & Nielsen, 1986). El efecto se evaluó con un modelo lineal mixto sobre el incremento normalizado frente al control de cada tanda, $\Delta AU \sim$ enmienda × log2(dosis) + (1|batch), con el batch como efecto aleatorio para captar la fuerte heterogeneidad entre composiciones de un mismo material (ICC ≈ 0,45). Las comparaciones se corrigieron por Benjamini-Hochberg (FDR) y la predicción se validó por leave-one-batch-out. Análisis en R (lme4/lmerTest, emmeans).

3. Resultados y Discusión

El análisis estadístico mostró que, en general, el efecto principal del tipo de enmienda orgánica sobre la ganancia de agua útil no presenta diferencias estadísticamente significativas debido a una elevada variabilidad interna entre las distintas composiciones de un mismo material. No obstante, al analizar las predicciones promedio del porcentaje de mejora respecto al suelo control (sin enmendar), se observan comportamientos altamente condicionados por la dosis aplicada (Tabla 2).

Tabla 2. Ganancia de agua útil como porcentaje de mejora respecto al suelo sin enmendar:

Enmienda	0.5 %	1 %	2.5 %	5 %	10 %
Biochar	+6.8%	+10.4%	+15.3%	+18.9%	+22.6%
Compost	+4.1%	+3.2%	+2.1%	+1.3%	+0.4%
Frass	+16.7%	+33.9%	+56.7%	+73.9%	+91.2%
Hidrochar	-2.5%	+3.7%	+11.9%	+18.0%	+24.2%
Vermicompost	-9.9%	-10.2%	-10.6%	-10.9%	-11.3%

De forma generalizada, la dosis más elevada (10%) fue la única que garantizó un incremento real y positivo en el promedio de todos los materiales evaluados (Figura 1).

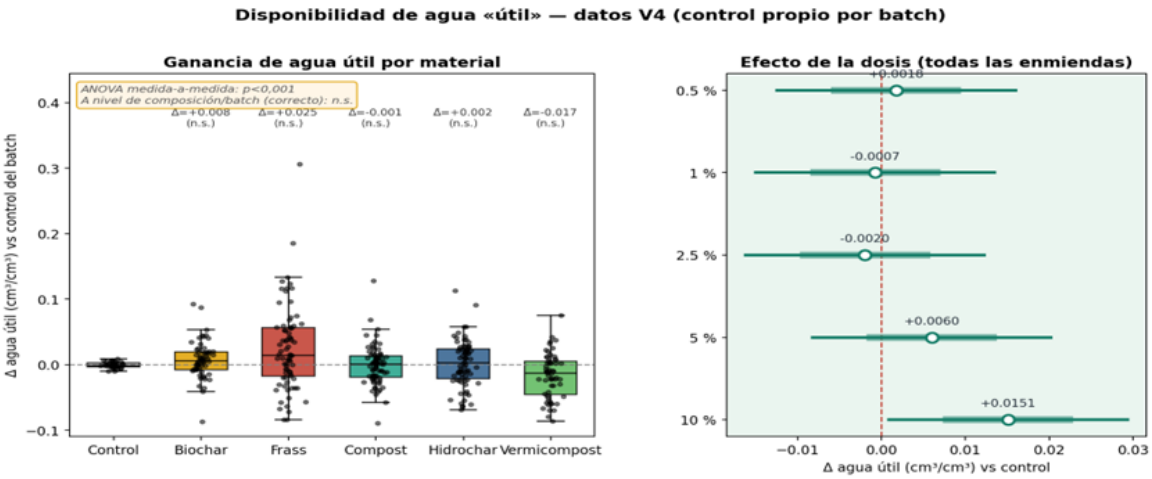


Figura 1. Izquierda: ganancia de agua útil por material. Derecha: efecto de la dosis.

Destaca el comportamiento del frass, el cual mostró una respuesta lineal-creciente muy pronunciada, alcanzando una ganancia predictiva óptima de agua útil del 91.1% sobre el control cuando se aplica al 10%, modificando positivamente las propiedades físicas y la retención hídrica del suelo debido a su composición equilibrada y su rápida integración en la matriz porosa (Carroll et al., 2023). Por el contrario, el vermicompost mostró una tendencia decreciente con el aumento de la dosis, provocando una reducción del agua útil de hasta un 11.4% en su nivel máximo (10%), lo que sugiere un posible colapso de la porosidad macroestructural del suelo o un efecto de compactación por exceso de materia orgánica fina en este tipo de matriz.

El estudio detallado de las curvas dosis-respuesta permitió clasificar las enmiendas orgánicas en tres grupos de comportamiento claramente diferenciados (Figura 2).

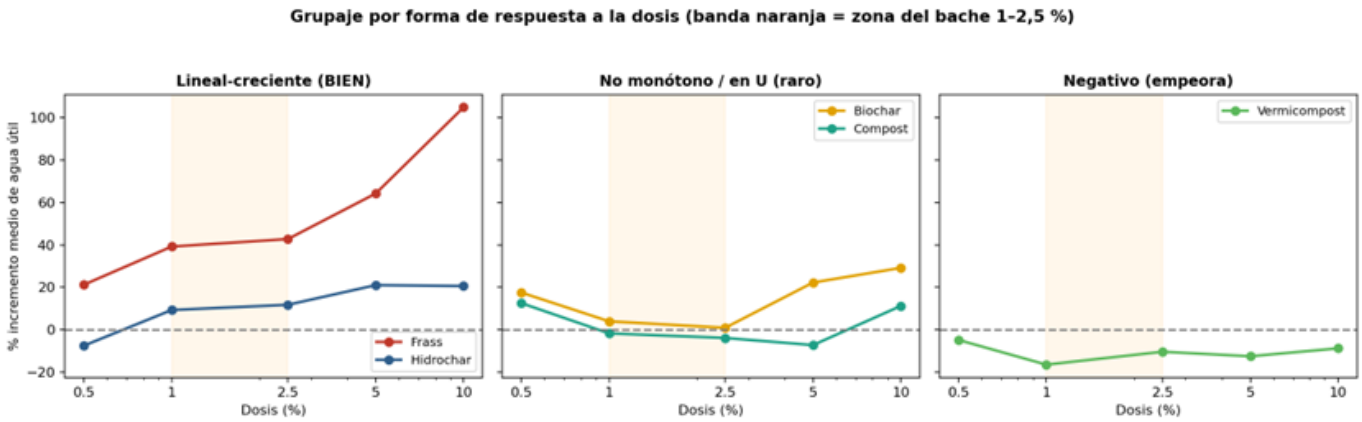


Figura 2. Grupaje por forma de respuesta. La banda naranja marca la zona del bache (1–2,5 %).

El grupo lineal-creciente está representado de forma óptima por el frass, donde a mayor dosis se obtiene una ganancia lineal y predecible de retención hídrica. El grupo denominado no monótono o en U está identificado por el biochar y el compost. Y el grupo negativo, característico del vermi compost, donde el incremento de la dosis disminuye la disponibilidad de agua útil.

4. Conclusiones

La eficiencia de las enmiendas orgánicas en la retención hídrica depende críticamente de la dosis y la composición específica. El frass al 10% optimiza el agua útil con un incremento predictivo del 91%, mientras que el vermicompost ejerce un impacto negativo en dosis altas. Por su parte, el biochar y el compost presentan una respuesta en forma de U, donde dosis bajas (1-2,5%) disminuyen el agua útil y se requiere un mínimo del 5% para lograr beneficios estables. Se establece la necesidad de incorporar propiedades físicas continuas, específicamente la granulometría y la porosidad interna de la enmienda, como variables predictoras fijas dentro del modelo estadístico.

5. Bibliografía

Carroll, A., Fitzpatrick, M., & Hodge, S. (2023). The effects of two organic soil amendments, biochar and insect frass fertilizer, on shoot growth of cereal seedlings. Plants, 12(5), 1071. https://doi.org/10.3390/plants12051071

Cassel, D.K. and Nielsen, D.R. (1986) Field Capacity and Available Water Capacity. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph No. 9, Soil Science Society of America, Madison, 901-926.

Klute, A. (1986) Water retention: Laboratory methods. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods, ASA and SSSA, Madison, 635-662.

Informe Anual de Indicadores, Cap 1.2. Agua y Suelos: recursos y su relación con la actividad agraria 2023. MAPA

VALORIZACIÓN DE ALPERUJO, RESIDUOS URBANOS Y LODOS DE DEPURADORA MEDIANTE COMPOSTAJE: EFECTOS EN LA DINÁMICA DEL FÓSFORO Y EL CRECIMIENTO DE TRIGO EN SUELOS CALCÁREOS

M. Ángeles Martín[1], Sana Boubehziz[2], Lucía Guerrero-Gallardo[2], M. Carmen Gutiérrez[1], Antonio R. Sánchez-Rodríguez[2]

[1]Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA), Universidad de Córdoba (UCO).

[2]Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba (UCO), Edificio Leonardo da Vinci, Campus de Rabanales, 14071 Córdoba.

Resumen: El uso de fertilizantes de base orgánica (FBO) surge como una alternativa sostenible a los fertilizantes minerales de fósforo (P), aunque su eficacia en suelos calcáreos, comunes en regiones mediterráneas, requiere mayor documentación. Este estudio evaluó el impacto de tres residuos orgánicos compostados: alperujo (OMP), residuo sólido urbano (SUR) y lodo de depuradora (SWS), aplicados individualmente o combinados con estruvita (STR), sobre la fertilidad del suelo, el crecimiento del trigo y la biofortificación del grano. Se realizó un experimento en macetas utilizando tres suelos con distinto contenido de carbonatos (Entisol, Inceptisol y Vertisol). Los resultados demostraron que el tipo de suelo modula significativamente el rendimiento de los FBO. El SWS, solo o con STR, logró rendimientos de trigo comparables o superiores al fosfato diamónico (DAP) en todos los suelos. Por el contrario, el OMP mostró una eficacia limitada debido a una estabilización insuficiente durante el compostaje, aunque su rendimiento mejoró al combinarse con STR. En cuanto a la dinámica de nutrientes, la combinación de SUR o SWS con STR incrementó el P disponible en el suelo entre un 74% y un 238%, logrando eficiencias de uso de P (PUE) similares o superiores al DAP. Además, el SUR y la mezcla SUR+STR promovieron la biofortificación de zinc en el grano, especialmente en el Inceptisol. Las actividades enzimáticas del suelo (fosfatasas y β-glucosidasa) también respondieron de forma específica a la interacción suelo-fertilizante. En conclusión, el SWS y el SUR, solos o con estruvita, representan alternativas viables a los fertilizantes minerales, siempre que se considere el tipo de suelo y el grado de estabilización del compost para optimizar la sincronización entre el suministro de nutrientes y la demanda del cultivo.

Palabras clave: Fósforo; Fertilizante; Suelo; Biofortificación; Actividad enzimática.

1. Introducción

La transición hacia un modelo de economía circular en la agricultura exige la sustitución de fertilizantes minerales, obtenidos a partir de recursos finitos, por fertilizantes de base orgánica (FBO), derivados de la valorización de residuos. En la región mediterránea, este reto es particularmente complejo debido a la naturaleza calcárea de los suelos, donde el fósforo (P) tiende a precipitar rápidamente en formas insolubles de fosfatos cálcicos, limitando su biodisponibilidad para los cultivos, y, además, el contenido en materia orgánica del suelo es limitado. El compostaje se presenta como una tecnología esencial para estabilizar subproductos como el alperujo (OMP), los residuos sólidos urbanos (SUR) y los lodos de depuradora (SWS), transformándolos en enmiendas orgánicas ricas en nutrientes. Sin embargo, la eficacia agronómica de estos productos puede ser variable. En este contexto, la integración de minerales recuperados como la estruvita (STR), obtenida de aguas residuales, surge como una estrategia

prometedora para potenciar el suministro de P e incluso complementar a los FBO. Este estudio evalúa cómo la interacción entre distintos tipos de compost, la estruvita y las propiedades específicas de tres suelos calcáreos influye en la dinámica del P, el rendimiento del trigo y la funcionalidad del sistema suelo-planta.

2. Material y Métodos

2.1. Selección de suelos y fertilizantes de base organica (FBO)

Se seleccionaron tres suelos con diferente contenido en carbonato cálcico equivalente (CCE): un Entisol (3.5% CCE), un Inceptisol (26% CCE) y un Vertisol (14% CCE). Los FBO evaluados fueron: (i) OMP: Compost de alperujo, (ii) SUR: Compost de residuo sólido urbano, (iii) SWS: Compost de lodo de depuradora y (iv) STR: Estruvita grado comercial/recuperado.

2.2. Diseño experimental

Se estableció un ensayo en macetas (270 g de suelo por maceta) bajo condiciones controladas y se aplicaron 9 tratamientos por suelo: control sin P, fertilizante mineral (DAP), los tres compost solos (OMP, SUR, SWS), la estruvita sola (STR) y las mezclas combinadas (OMP+STR, SUR+STR, SWS+STR). La dosis de los tratamientos se ajustó para suministrar 50 mg P kg^{-1} de suelo. En estas macetas se cultivó trigo hasta su maduración, cuando se produjo la cosecha.

2.3. Variables analizadas

En el suelo, se midió el P-Olsen tras la cosecha. En planta, se determinó la biomasa aérea, el rendimiento de grano y la concentración de P y Zn en grano (ICP-OES). En la rizosfera, se analizó la actividad de las enzimas fosfatasa ácida, alcalina y β-glucosidasa.

3. Resultados y Discusión

3.1. Sinergia entre FBO y estruvita

Uno de los hallazgos más relevantes es que la combinación de STR con residuos orgánicos no solo suma nutrientes, sino que parece mejorar la cinética de liberación (Figura 1). Mientras que el fertilizante mineral (DAP) sufre una rápida precipitación en suelos calcáreos al reaccionar con el calcio (formando fosfatos tricálcicos insolubles).

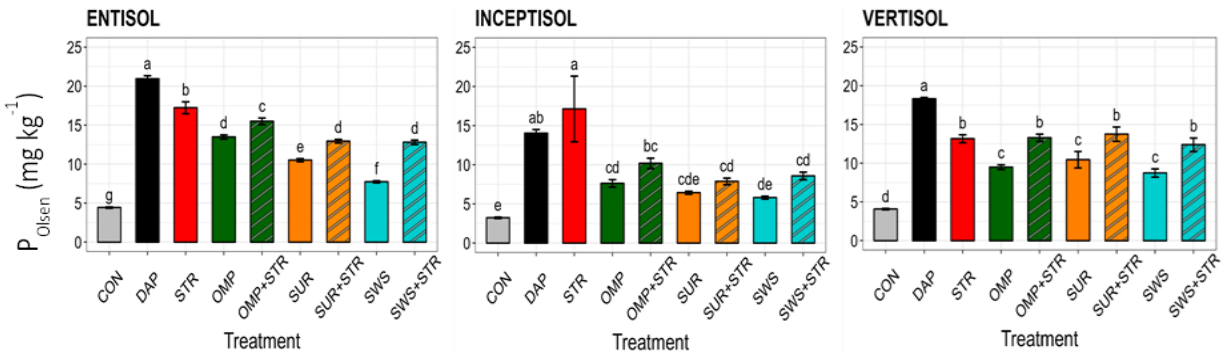


Figura 1. Fósforo del suelo (P Olsen) después de los experimentos en maceta (media ± error estándar de la media, *n* = 5) en función del suelo (Entisol, Inceptisol y Vertisol) y del tratamiento (CON: control, DAP: fosfato diamónico, STR: estruvita, OMP: alperujo compostado, SUR: residuo sólido urbano compostado, SWS: lodo de depuradora compostado). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba post hoc LSD ($p < 0,05$).

Los ácidos orgánicos y húmicos presentes en el compost compiten por los sitios de adsorción en los carbonatos y quelatan el calcio en la solución del suelo, manteniendo el P de la estruvita en formas más biodisponibles (P-Olsen) por más tiempo. Esto explica por qué el tratamiento SWS+STR superó al DAP en el Inceptisol, el suelo con mayor desafío químico (26% CCE).

3.2. El caso crítico del Alperujo (OMP)

Los datos sugieren que el proceso de compostaje del alperujo podría no haber alcanzado una madurez óptima, dejando una relación C/N que favorece la inmovilización microbiana del nitrógeno. La adición de STR (que contiene un 5.7% de N amoniacal) compensó parcialmente esta deficiencia nutricional, permitiendo que el cultivo superara el bache de crecimiento inicial. Esto demuestra que la estruvita no es solo una fuente de P, sino un agente equilibrante para compost con desequilibrios nutricionales.

3.3. Biofortificación con Zinc: Valor añadido del SUR

La mayoría de los estudios existentes se centran en N y P, pero este trabajo aporta un valor diferencial con la evaluación de micronutrientes. El incremento de Zn en grano con el uso de SUR y SUR+STR fue clave (Tabla 1). En suelos calcáreos, el Zn es extremadamente inmóvil. La presencia de ligandos orgánicos en el compost de residuos urbanos facilita el transporte de Zn hacia la raíz mediante la formación de complejos organometálicos estables. Este resultado permite proponer estos FBO no solo como fertilizantes, sino como herramientas de biofortificación agronómica para combatir el "hambre oculta" en poblaciones que dependen de cereales (zonas rurales de países situados en Asia, África y centro y sur América, principalmente).

Tabla 1. Absorción de zinc (Zn) por la planta y concentración en grano (media ± error estándar de la media, *n* = 5) en función del suelo (Entisol, Inceptisol, Vertisol) y del tratamiento (CON: control, DAP: fosfato diamónico, STR: estruvita, OMP: alperujo compostado, SUR: residuo sólido urbano compostado, SWS: lodo de depuradora compostado). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos según la prueba post hoc LSD ($p < 0,05$).

	Entisol		Inceptisol		Vertisol	
Tratamiento	µg planta^{-1}	mg kg^{-1} grano	µg planta^{-1}	mg kg^{-1} grano	µg planta^{-1}	mg kg^{-1} grano
CON	53 ± 3 ^{b}	31 ± 2 ^{bc}	24 ±1 ^{c}	12 ± 2 ^{d}	21 ± 4 ^{c}	41 ± 4 ^{c}
DAP	51 ± 3 ^{b}	24 ± 2 ^{d}	17 ± 1 ^{c}	4 ± 1 ^{e}	27 ± 4 ^{c}	13 ± 1 ^{g}
STR	48 ± 4 ^{b}	24 ± 2 ^{d}	19 ± 1 ^{c}	9 ± 0 ^{d}	29 ± 2 ^{c}	18 ± 1 ^{fg}
OMP	25 ± 1 ^{c}	38 ± 3 ^{a}	26 ± 4 ^{c}	12 ± 2 ^{d}	26 ± 7 ^{c}	53 ± 4 ^{b}
OMP+STR	31 ± 1 ^{c}	33 ± 2 ^{bc}	19 ± 2 ^{c}	12 ± 1 ^{d}	24 ± 2 ^{c}	26 ± 1 ^{ef}
SUR	73 ± 4 ^{a}	41 ± 3^{a}	86 ± 8 ^{a}	34 ± 2 ^{a}	69 ± 24 ^{ab}	64 ± 5 ^{a}
SUR+STR	69 ± 2 ^{a}	36 ± 1 ^{ab}	61 ± 4 ^{b}	28 ± 1 ^{b}	56 ± 6 ^{ab}	37 ± 4 ^{cd}
SWS	71 ± 3 ^{a}	36 ± 2 ^{ab}	56 ± 4 ^{b}	28 ± 2 ^{b}	72 ± 4 ^{a}	36 ± 2 ^{cd}
SWS+STR	52 ± 2 ^{b}	28 ± 1 ^{cd}	27 ± 4 ^{c}	18 ± 1 ^{c}	45 ± 3 ^{bc}	29 ± 2 ^{de}
***p* value**	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

3.4. Respuesta Enzimática y Salud del Suelo

La actividad de las fosfatasas alcalinas fue significativamente mayor en los suelos tratados con compost en comparación con el fertilizante mineral. El DAP aporta ortofosfato inorgánico, lo cual ejerce un feedback negativo (inhibición) sobre la producción de enzimas por parte de las raíces y microorganismos. Por el contrario, los FBO (especialmente SWS y SUR) estimulan la biomasa microbiana al aportar carbono lábil.

El uso de compost fomenta un sistema "biológicamente activo" donde la planta no solo depende de lo que se le aplica, sino de la capacidad del suelo para reciclar P orgánico a través de la actividad enzimática.

Se debe resaltar que no existe un "fertilizante universal". En el Entisol (bajo en carbonatos), casi todos los tratamientos funcionaron bien. Sin embargo, en el Inceptisol y Vertisol, solo los tratamientos con alta carga orgánica (SWS) o reforzados con STR mantuvieron niveles de P-Olsen suficientes para el llenado del grano. Esto refuerza la necesidad de prescribir el tipo de compost en función de la mineralogía del suelo receptor.

4. Conclusiones

La valorización de lodos de depuradora (SWS) y residuos urbanos (SUR) mediante compostaje produce fertilizantes altamente competitivos frente a los minerales.

La estruvita (STR) es un complemento ideal para residuos con menor carga nutricional, asegurando el suministro de P en las fases iniciales del cultivo.

El uso de estos FBO no solo mejora el rendimiento, sino que estimula la actividad enzimática del suelo y permite la biofortificación de micronutrientes, cerrando el ciclo de nutrientes de forma sostenible.

5. Bibliografía

Boubehziz, S., et al. 2024. Soil-specific effects of biobased fertilizers and struvite on phosphorus dynamics and wheat growth. (In press).

Cakmak, I. and Kutman, U.B. (2018), Agronomic biofortification of cereals with zinc: a review. Eur J Soil Sci, 69: 172-180.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero de la Agencia Estatal de Investigación (AEI) mediante el proyecto PID2024-156093OB-I00, correspondiente a la convocatoria 2024 de Proyectos de Generación de Conocimiento. Proyecto PID2020-118503RB-C22 (“FerPhOS”) y PID2023-149247OB-C22 (“SoPhos”) financiados por el MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea a través del FEDER (“ERDF/EU”). Además, este trabajo fue financiado parcialmente por la Agencia Estatal de Investigación de España mediante el Programa Severo Ochoa y María de Maeztu para Centros y Unidades de Excelencia en I+D (referencia: CEX2019-000968-M). La Sra. Sana Boubehziz cuenta con una ayuda para la Formación de Personal Investigador (FPI-2020, referencia: PRE2020-092577) financiada por el Gobierno de España y el MCIN/AEI/10.13039/501100011033.

VALIDACIÓN AGRONÓMICA DEL USO DE BIO-FERTILIZACIÓN EN CULTIVOS INTENSIVOS DE BRÓCOLI BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE IRRIGACIÓN

Silvia Sánchez-Méndez[1], Javier Andreu-Rodríguez [1], José A. Saéz-Tovar[1], Luciano Orden[1], Encarnación Martínez-Sabater [1], Cristina Álvarez-Alonso[1], Natalia Manrique-Córdoba[1], Víctor Sala[2], Mª Ángeles Bustamante-Muñoz[1], Juan Martínez-Tomé[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

Correo electrónico: s.sanchezm@umh.es

Resumen: El Pacto Verde europeo promueve el uso de enmiendas orgánicas, orientadas a mejorar la calidad del suelo y fomentar el uso de enmiendas que incrementan el contenido de materia orgánica y mejoran la estructura y fertilidad del suelo, contribuyendo a mitigar los efectos del cambio climático. Los biofertilizantes órgano-minerales basados en compost se plantean como una alternativa a la fertilización convencional. El objetivo de este trabajo fue comparar la producción de brócoli y la calidad del suelo tras la aplicación de fertilizantes organo-minerales pelletizados en un frente a la fertilización convencional y a enmiendas orgánicas frescas en dos fincas con sistemas de riego diferentes situadas en Guardamar, Alicante. Para ello, se diseñó un experimento formado por dos lotes en función del tipo de riego aplicado: Lote A, riego por gravedad y Lote B, riego por goteo. En cada lote se estableció un diseño completamente aleatorizado en 24 parcelas de (6 m ancho x 6 m largo) 36 m^2, con 8 tratamientos con tres repeticiones (n = 24): i) 4 fertilizantes pelletizados órgano-minerales (GUA1, GUA2, GUA3 y GUA4); ii) estiércol vacuno (M), iii) 2 fertilizantes inorgánicos comerciales (IN; NPK: 15-15-15 y 21-8-11) y iv) control (sin fertilización). El brócoli fue cosechado 94 días después de la siembra de plantones. Se determinó el peso fresco de las pellas y de la biomasa no productiva. Los pellets órgano-minerales obtuvieron rendimientos superiores o comparables a los fertilizantes convencionales, por lo que estas estrategias constituyen una alternativa factible a la fertilización convencional, contribuyendo así a la economía circular.

Palabras clave: compost, hidrochar, frass, fertilización órgano-mineral, suelo, brócoli.

1. Introducción

En la actualidad, el 70% de los suelos de la Unión Europea se encuentran amenazados por fenómenos de erosión y pérdida de carbono orgánico (EC, 2021). En las regiones mediterráneas, la escasez de materia orgánica (MO) se ve agravada por condiciones climáticas semiáridas, lo que debilita la estructura del suelo y reduce su capacidad de retención hídrica. Para revertir esta situación, las estrategias del Pacto Verde europeo promueven el uso de enmiendas orgánicas estables, fundamentales para mantener la salud del suelo y estabilizar los niveles de carbono (Sayara y col., 2020).

Los biofertilizantes órgano-minerales basados en matrices de compost se plantean como una opción tecnológica e industrialmente viable. Estos insumos combinan la fracción orgánica (que mejora las propiedades físicas y biológicas del suelo) con nutrientes minerales incorporados de

forma sinérgica, permitiendo una liberación más gradual sin penalizar los rendimientos de cultivos de alta demanda como las crucíferas (Valverde-Vozmediano y col., 2025).

El brócoli (*Brassica oleracea* var. italica) es un cultivo intensivo de gran relevancia económica en el sureste español, caracterizado por una alta exigencia de nitrógeno en periodos cortos de tiempo. El objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar la eficiencia agronómica y productiva de cuatro prototipos de fertilizantes órgano-minerales pelletizados frente a la fertilización convencional mineral y orgánica fresca, bajo dos sistemas de riego (a manta vs. goteo) y dos texturas de suelo contrastadas en el término municipal de Guardamar del Segura (Alicante).

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El experimento de campo se llevó a cabo durante la campaña otoño-invierno 2025/2026. Se seleccionaron dos Lotes A (38º5'58.88"N; 0º41'07.17"W) y B (38º5'58.88"N; 0º41'07.17"W) en una finca en Guardamar del Segura, Alicante. Cada lote contaba con distintos sistemas de riego: por inundación (Lote A) y por goteo (Lote B). La caracterización de la capa superficial del suelo (0-30 cm) para la parcela A fue: pH (1:25 p/v) 8.1, CE (1:2,5) 1.89 mS cm^{-1} y 2.03% de MO. Para la parcela B fue: pH 8.3, CE de 0.88 mS cm^{-1} y 2.3% de MO. Durante el ciclo de cultivo, la temperatura media registrada fue de 13.5ºC, la precipitación acumulada fue de 132 mm y la humedad relativa media del 70%.

En cada lote se estableció un diseño de bloques completos al azar con 8 tratamientos con tres repeticiones (n = 24). Cada unidad experimental (subparcela) constaba de 36 m^2 (6 m ancho x 6 m largo). Los tratamientos aplicados fueron: i) cuatro formulados órgano-minerales pelletizados fabricados en las instalaciones de COMPOLAB (EPSO-Orihuela), compuestos por una base de compost enriquecida con nutrientes minerales y aditivos hidrochar y frass de insecto (GUA1, GUA2, GUA3 y GUA4); ii) estiércol vacuno (M), iii) 2 fertilizantes inorgánicos comerciales (IN; NPK: 15-15-15 y 21-8-11) y iv) control (sin fertilización). Adicionalmente se incluyó un lote perteneciente al manejo habitual de la finca (Comercial).

Todas las aplicaciones de fertilizante se normalizaron de forma equivalente para aportar una dosis de 170 kg N ha^{-1}. El trasplante de los plantones de brócoli se realizó en noviembre de 2025.

2.2 Análisis de tejido vegetal

La cosecha del brócoli tuvo lugar el 9 de febrero de 2026 (94 días tras el trasplante). El rendimiento agronómico se determinó mediante el corte y pesada in situ de una muestra representativa de 10 plantas por subparcela. Se separó la biomasa en dos fracciones: biomasa comercial (peso fresco de la pella principal) y biomasa no comercial (hojas y tallos sobrantes). Para la caracterización mineral del tejido vegetal, se secaron 5 plantas completas por parcela en estufa de aire forzado a 60ºC hasta peso constante, determinando el porcentaje de humedad, y posteriormente se trituraron en un molino para su posterior digestión ácida.

2.3. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos fertilizantes sobre el rendimiento del brócoli y sus componentes se probó mediante un ANOVA. Se confirmó la normalidad de los datos y la homogeneidad de la varianza, y las medias se compararon mediante la prueba de Fisher ($\alpha = 0,05$) mediante el software Infostat.

3. Resultados y discusión

Los resultados de rendimiento reflejan un comportamiento productivo favorable bajo fertilización órgano-mineral, con diferencias altamente significativas ($p < 0,0001$) en la biomasa comercial (pellas) y no comercial (Fig. 1).

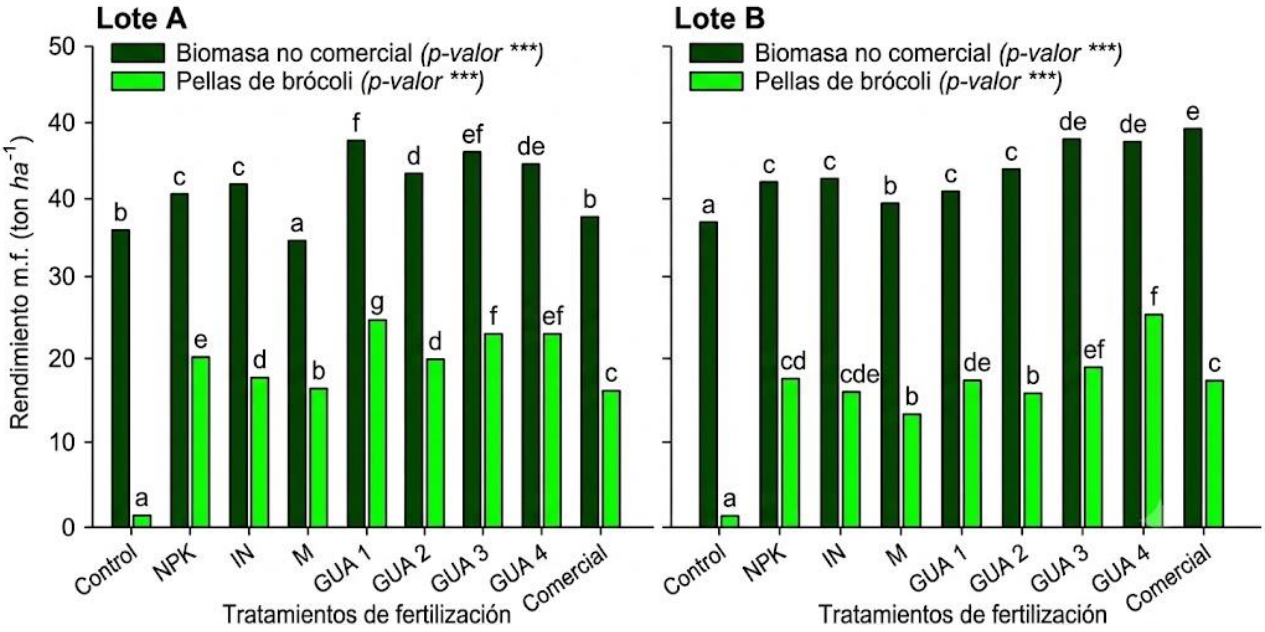


Figura 1. Rendimiento de la biomasa comercial (verde claro) y no comercial de brócoli (verde oscuro) en los Lotes A y B (sobre materia fresca).

En el lote A con riego a manta, el tratamiento GUA1 alcanzó el mayor rendimiento comercial y no comercial. Este comportamiento se atribuye a que la matriz orgánico-mineral del GUA1 presenta una solubilización provocada por el riego por inundación en un suelo de textura franco-arenoso. En estas condiciones, los aditivos de liberación más lenta como el hidrochar (presentes en otros GUA) no se vieron reflejado debido al rápido transporte del agua en el perfil (Wang y col., 2022).

Por el contrario, en la parcela con riego por goteo y suelo arcilloso (B), el GUA4 maximizó el peso fresco de la pella, mientras que el tratamiento Comercial obtuvo los valores más altos en la fracción no productiva (pseudotallos y hojas). Los suelos arcillosos bajo riego localizado por goteo tienden a compactarse en el bulbo húmedo. Esta falta de oxígeno restringe el metabolismo de las raíces, mermando drásticamente la absorción activa de nutrientes y el engorde de la pella (Mattos y col., 2018). El éxito diferencial de GUA4 en el Lote pudo ser debido a que la adición de hidrochar en el pellet actuó como una enmienda física estructural dentro del bulbo de goteo, mejorando la porosidad, densidad aparente y aireación de la zona radicular (Rasa y col., 2018). Paralelamente, el aporte de *frass* de insecto pudo funcionar como un potente bioestimulante (Houben y col., 2020).

En el promedio general de ambos sistemas, GUA1 se consolidó con la mayor producción de pella comercial, mientras que para el GUA4 obtuvo mayor biomasa no comercial. La mayor productividad comercial global de la parcela A pudo deberse a su textura franco-arenosa, que presenta mejor aireación que el suelo arcilloso de la parcela B y pudo facilitar la expansión radicular y la absorción de agua y nutrientes (Mattos y col., 2018).

A nivel global, todos los tratamientos basados en pellets órgano-minerales (GUA) igualaron o superaron de forma significativa los rendimientos de la fertilización puramente mineral convencional (IN). Los fertilizantes químicos convencionales mostraron una menor eficiencia de uso del nitrógeno, debido a que su elevada solubilidad hídrica favorece las pérdidas por lixiviación de nitratos hacia horizontes profundos, especialmente bajo el riego por gravedad del Lote A. Las matrices basadas en compost de los fertilizantes GUA permitieron una liberación controlada y una mejor retención del ion amonio y compuestos orgánicos nitrogenados en el complejo de cambio del suelo, demostrando ser una solución robusta y alineada con los principios de la bioeconomía circular.

4. Conclusiones

La fertilización órgano-mineral (tratamientos GUA) optimizó el rendimiento del brócoli frente a la fertilización convencional. El riego a manta en suelo franco-arenoso (Lote A) maximizó la producción comercial, destacando el tratamiento GUA1 por su rápida solubilización. Por el contrario, en el suelo arcilloso con goteo (Lote B), el tratamiento GUA4 fue el más eficiente, demostrando que la combinación de hidrochar y frass actúa como enmienda física y biológica, mejorando la porosidad y mitigando la asfixia radicular en el bulbo húmedo.

5. Bibliografía

European Commission (EC). 2021. EU Soil Strategy for 2030: Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. Brussels.

Houben, D., Daoulas, G., Faucon, M. P., Dulaurent, A. M. 2020. Potential use of mealworm frass as a fertilizer: Impact on crop growth and soil properties. *Sci. Rep.* 10(1), 4659.

Mattos, L. M., Moretti, C. L., Alonso, M. 2018. Response of brassica crops to flooding and oxygen deficiency in the root zone: A review. *Sci. Hortic.* 238, 112-120.

Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., Sánchez, A. 2020. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy* 10(11), 1838.

Rasa, K., Heikkinen, J., Hannula, M., etc. (2018). How hydrothermal biochar (hydrochar) alters water and air relations in agricultural soils. *Soil Tillage Res.* 175, 43-53.

Valverde-Vozmediano, L., Sánchez-Méndez, S., Orden, L., Mira-Urios, M. A., Andreu, F. J., Sáez, J. A., Martínez-Sabater, E., Bustamante, M. Á., Martín-Pozuelo, J., Moral, R. 2025. Looking for new P fertilizers: Comparative study of mineral-, organomineral- and organic-based fertilizers for lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Agronomy* 15 (7), 1661.

Wang, C.; Luo, D.; Zhang, X.; Huang, R.; Cao, Y.; Liu, G.; Zhang, Y.; Wang, H. 2022. Biochar-based slow-release of fertilizers for sustainable agriculture: A mini review. *Environ. Sci. Ecotechnol*. 10,100167.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto UE RAINS - *Resilient Agricultural IrrigatioN systems for water Scarcity in Europe* Project Nº101181890.

HIDROCHAR Y FRASS DE INSECTO COMO ADITIVOS EN BIOFERTILIZANTES ORGANOMINERALES: CASO DE ESTUDIO EN UN CULTIVO CONTROLADO DE *LACTUCA SATIVA L. VAR BABY LEAF*

Silvia Sánchez-Méndez[1], Javier Andreu-Rodríguez [1], José A. Saéz-Tovar[1], Luciano Orden[1], Encarnación Martínez-Sabater [1], Cristina Álvarez-Alonso[1], Mª Ángeles Bustamante-Muñoz[1], Juan Martínez-Tomé[1], Lucas da Silva Alves[2], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

[2] Department of Plant Production, College of Agricultural and Technological Sciences, São Paulo State University (UNESP), Rodo via Comandante João Ribeiro de Barros, km 651, Bairro das Antes, 17900-000, Dracena, SP, Brazil.

Correo electrónico: s.sanchezm@umh.es

Resumen: La carbonización hidrotermal es una alternativa para la valorización de distintos residuos orgánicos obteniendo hidrochar (HC), un material rico en carbono con potencial como enmienda del suelo, capaz de mejorar propiedades físicas, secuestrar carbono, contaminantes y reducir emisiones. Su bajo contenido en nutrientes limita su uso individual. Por ello, su combinación con frass de insecto (IF), rico en nutrientes y con efectos positivos sobre la actividad microbiana y el crecimiento vegetal, surge como una alternativa prometedora. Este estudio evalúa biofertilizantes orgánicos y órgano-minerales pelletizados basados en IF y vermicompost con distintas dosis de HC (0, 2 y 4%) sobre propiedades del suelo y rendimiento de lechuga en dos ciclos de cultivo. Se realizó un ensayo de macetas utilizando plántulas de lechuga (*Lactuca sativa* var. baby leaf), en suelo franco-arcilloso (1500 g) de pH corregido 6,5 bajo condiciones controladas de producción (Tª 21ºC, Hª 60% y 12 h de iluminación artificial). Se testearon 10 tratamientos con tres repeticiones (n = 30) incluyendo fertilizantes i) inorgánicos (IN), ii) un vermicompost (VC) iii) 4 fertilizantes pelletizados con dosis crecientes de biochar (0, 2 y 4%) y un control sin fertilizar. Los fertilizantes se aplicaron al principio del primer ciclo a una dosis de 200 kg N ha^{-1}. Cada ciclo duró aproximadamente 50 días. Se determinaron las propiedades físico-químicas del suelo al final de cada ciclo: pH, CE, nitratos, amonio, carbono oxidable. Al momento de la cosecha se cuantificó producción y extracción de nutrientes. Se realizó un análisis estadístico mediante test ANOVA y comparación LSD Fisher (α = 0.05). Los tratamientos afectaron significativamente a las propiedades del suelo. No hubo diferencias significativas en producción ni parámetros del cultivo según la cantidad de HC añadida al pellet, pero sí se observaron diferencias significativas entre los distintos tipos de tratamientos.

Palabras clave: hidrochar, frass , compost, fertilización órgano-mineral, horticultura.

1. Introducción

El cambio climático está provocando la aceleración de la degradación de los suelos y la consecuente pérdida de carbono orgánico. La fertilización convencional proporciona nutrientes de fácil disponibilidad, pero su uso prolongado puede provocar una fertilización excesiva y daños en los suelos, contaminación de las aguas subterráneas, eutrofización de ecosistemas acuáticos. Por este motivo la UE exige una reducción de insumos inorgánicos (EC, 2021).

En este escenario de transición ecológica, el hidrochar emerge como una enmienda orgánica debido a su alta estabilidad y capacidad de secuestro de carbono. El diseño de fertilizantes pelletizados que combinan este material carbonoso con fuentes biológicas emergentes, como el frass de insecto, genera nuevos mecanismos para la sincronización de nutrientes y la estimulación del microbioma edáfico (Carroll y col., 2023).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de los biofertilizantes pelletizados orgánicos y órgano-minerales a base de frass de insecto (IF) y vermicompost con dosis crecientes de HC (0%, 2%, 4%) sobre las propiedades del suelo y el rendimiento de un cultivo de lechuga *(Lactuca sativa* L.) en un entorno controlado, a lo largo de dos ciclos de cultivo.

2. Material y Métodos

2.1. *Diseño experimental*

En este estudio se estableció un ensayo de macetas utilizando plántulas de lechuga (*Lactuca sativa L. var. baby leaf*). Se llenaron tiestos con 1500 g de suelo. El suelo utilizado consistió en un suelo sintético de textura franco-arcilloso (OECD 208:2006) corrigiéndose el pH a 6,5 con $FeSO_4$. Las características originales del suelo fueron: conductividad eléctrica de 3.58 mS m^{-1}, un contenido de materia orgánica (MO) del 0.59% y un contenido de nutrientes de 0.86 g kg^{-1} de nitrógeno total y de P extraíble de 12.5 mg kg^{-1}. Se aplicaron 10 tratamientos con tres repeticiones por tratamiento (n = 30) de forma localizada y superficial al inicio del primer ciclo: i) dos niveles de fertilización inorgánica (IN100 e IN200), ii) vermicompost aislado (VC), iii) tres biofertilizantes pelletizados órgano-minerales (OMF) con dosis crecientes de hidrochar (0, 2 y 4%), iv) tres biofertilizantes pelletizados orgánicos (OF) con dosis crecientes de hidrochar (0, 2 y 4%), y v) un control sin fertilización.

El 50% de la formulación de los biofertilizantes estaba compuesto por vermicompost y frass de insecto (50:50, w:w) y el otro 50% lo componen aditivos minerales (OMF) u orgánicos (OF) para enriquecer la base orgánica. Los fertilizantes se aplicaron a una dosis equivalente de 200 kg N ha^{-1}. El ensayo se realizó en condiciones controladas en una cámara de cultivo (21 ºC, 60% de humedad relativa y fotoperiodo de 12 h). Durante el ciclo se realizaron riegos rutinarios para mantener el suelo al 60% de la capacidad de campo. Se llevaron a cabo dos ciclos de cultivo seguidos de 50 días cada uno. Al final del primer ciclo, se retiró la planta y se tomó una muestra compuesta de suelo, reutilizando el suelo en cada maceta para el segundo ciclo con el fin de evaluar los efectos residuales de los tratamientos.

2.2. *Análisis de suelo y planta*

Al final de ambos ciclos de cultivo, se determinaron en el suelo los siguientes parámetros: pH y conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico oxidable (COx), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitratos ($N\text{-}NO_3^-$), fósforo extraíble (Pext) y potasio (Kext).

En la cosecha (día 50 de cada ciclo), se recolectó la parte aérea de la lechuga para determinar el rendimiento en biomasa fresca y seca. Las muestras vegetales se secaron en estufa a 60 °C y se molieron. Los niveles de C y N en el tejido foliar se cuantificaron mediante un microanalizador elemental automático. Los macronutrientes (P, K) y los micronutrientes se determinaron mediante espectrofotometría de plasma acoplado inductivamente con espectrometría de masas (ICP-MS).

2.3. *Análisis estadístico*

Los análisis estadísticos se realizaron con el software InfoStat (v. 2020). Se efectuó un análisis de varianza (ANOVA) utilizando un modelo lineal mixto generalizado, considerando los tratamientos de fertilización y los ciclos como factores fijos, y a cada maceta como un factor aleatorio. Las comparaciones múltiples de medias se realizaron mediante la prueba LSD de Fisher con un nivel de significación de $\alpha = 0{,}05$.

3.Resultados y Discusión

3.1. Efectos sobre el suelo

Al final del primer ciclo de cultivo de la lechuga, el pH del suelo tendió a disminuir con los OF y OMF con HC; esto podría estar relacionado con el efecto tampón del HC y la fracción orgánica de los pellets (de Jager y col, 2020). Al final del segundo ciclo el pH del suelo no presentó diferencias significativas entre los tratamientos. La conductividad eléctrica (CE) en el primer ciclo fue mayor en los tratamientos de control (sin fertilizar, tratamientos inorgánicos) debido a la liberación más rápida de los nutrientes en estos formatos, ya que los pellets se consideran fertilizantes de liberación lenta. El carbono orgánico oxidable (CO) fue mayor en el OMF sin HC y en el OMF-2 y el VC. El CO en la segunda temporada de cultivo aumentó entre un 0,05% y un 0,16% en las macetas fertilizadas con tratamientos inorgánicos, OMF y OF. Los nitratos aumentaron con todos los tratamientos, especialmente con el OMF, el OF y el OF con un 2% de HC.

En el segundo ciclo se produjo una disminución del contenido de nitratos en el suelo debido a la exportación de N a la planta. Los niveles más altos de fósforo (P) extraíble se registraron en los suelos tratados con OF-4 en ambos ciclos, este efecto podría estar relacionado con una posible estimulación de microorganismos solubilizadores de P (Moreno-Racero y col., 2026). Tanto el OMF como el OF influyen en el potasio extraíble, pero no se observa ningún efecto claro en función de la dosis de HC.

3.2. Efectos sobre el cultivo

En la primera temporada de cultivo, el OMF superó a los tratamientos inorgánicos, registrando el mayor rendimiento en las macetas fertilizadas con OMF-4. En el segundo ciclo, el OF superó a los tratamientos en aproximadamente un 15% con respecto al control y al tratamiento IN100. En general, el grupo OF en este ciclo obtuvo el mayor rendimiento, probablemente debido al efecto residual de estos fertilizantes (Álvarez-Alonso y col., 2025). No se observaron diferencias estadísticas significativas en la producción de biomasa de la lechuga al comparar las dosis de 2% y 4% de HC de forma aislada dentro de un mismo grupo, manteniéndose en línea con lo observado por Schmidt y col. (2015).

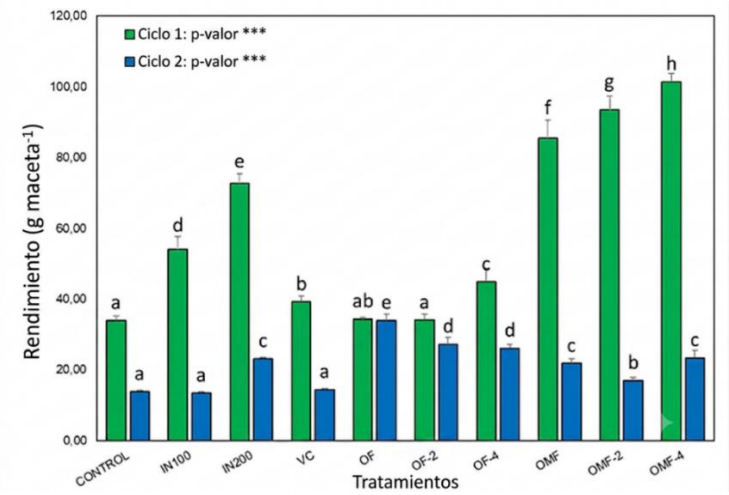


Figura 1. Rendimiento de cultivo obtenido bajo diferentes tratamientos experimentales durante dos ciclos de estudio (Ciclo 1 y Ciclo 2). Las letras diferentes sobre las barras indican diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

Se observaron diferencias significativas en la extracción de nutrientes en ambas temporadas. En la primera temporada de cultivo, la absorción de N fue significativamente mayor en los tratamientos con OMF y OF, seguidos por el IN200. La absorción de P también fue significativamente mayor en los tratamientos con OMF y OF. El grupo OMF también presentó una mayor absorción de K. En la segunda temporada de cultivo, la absorción disminuyó; se obtuvieron diferencias significativas para todos los nutrientes y los OF obtuvieron las absorciones más altas.

3. Conclusiones

Los biofertilizantes basados en vermicompost y frass de insecto, enriquecidos con aditivos minerales (OMF) superaron en rendimiento de lechuga a las alternativas inorgánicas convencionales durante el primer ciclo de cultivo. En el segundo ciclo, las formulaciones orgánicas (OF) registraron la mayor producción de biomasa, manifestando un notable efecto residual tras dos ciclos consecutivos. El rendimiento del cultivo no mostró diferencias significativas entre las dosis evaluadas de HC (2% y 4%), lo que confirma la neutralidad agronómica inicial de este componente en dichas proporciones sobre el desarrollo de la planta; no obstante, su incorporación mejoró significativamente algunas propiedades químicas del suelo durante ambos ciclos. Por lo tanto, estas estrategias suponen alternativas viables y de alto rendimiento frente a los fertilizantes minerales, contribuyendo a la economía circular y a la restauración de la salud edáfica, aunque se requiere investigación adicional para optimizar las dosis volumétricas y maximizar los mecanismos sinérgicos del hidrochar.

4. Bibliografía

Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Manrique, N., Andreu-Rodríguez, F. J., Mira-Urios, M. Á., Irigoyen, I., López, M., Orden, L., Moral, R., Nogués, I. 2025. Agronomic use of urban composts from decentralized composting scenarios: Implications for a horticultural crop and soil properties. *Agronomy* 15 (7), 1520.

Carroll, A., Fitzpatrick, M., Hodge, S. 2023. The effects of two organic soil amendments, biochar and insect frass fertilizer, on shoot growth of cereal seedlings. *Plants* 12 (5), 1071.

European Commission. EU Soil Strategy for 2030: Reaping the benefits of healthy soil for people, food, nature and climate (COM/2021/699 final); Brussels, 2021.

de Jager, M., Röhrdanz, M., Giani, L. 2020. The influence of hydrochar from biogas digestate on soil improvement and plant growth aspects. *Biochar*, 2 (2), 177-194.

Moreno-Racero, F. J., Velasco-Molina, M., López-Núñez, R., & Knicker, H. (2026). Hydrochar as a Modulator of Soil Microbial Activity and Soil Biochemical Processes. Agronomy, 16(9), 917

Schmidt, H. P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M. W., Alves, R., Kirchhof, G. 2015. Biochar and biochar-compost blends affect soil properties and plant growth. *Agriculture*, 5(3), 723-741.

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto AGROALNEXT/2022/016 del MCIN con fondos de NextGenerationEU (PRTR-C17.I1) y la Generalitat Valenciana.

ENSAYO DE APLICACIÓN DE FERTILIZACIÓN INORGÁNICA Y COMPOST DE ESTIÉRCOL VACUNO EN CULTIVO DE LECHUGA

Rosa Rubio[1], Aurelia Pérez Espinosa[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Luciano Orden[1], Francisco Javier Andreu-Rodríguez[1], José Antonio Sáez-Tovar[1], Raúl Moral[1]

[1] Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

Correo electrónico: aurelia.perez@umh.es

Resumen: El uso intensivo de fertilizantes minerales en la agricultura sostiene elevados niveles de producción, pero genera impactos ambientales significativos y altos costes económicos. Paralelamente, el sector ganadero requiere optimizar la gestión de sus deyecciones mediante procesos de compostaje técnico que permitan obtener biofertilizantes estables y reduzcan la dependencia de insumos de síntesis. En este trabajo se evaluó, mediante un ensayo en macetas con lechuga (*Lactuca sativa* var. Celistra) bajo condiciones controladas, el efecto de la fertilización inorgánica (dos dosis), un estiércol vacuno fresco y tres compost de estiércol vacuno (uno solo y dos con diferentes agentes estructurantes: paja de trigo y poda de almendro). El cultivo se desarrolló durante dos ciclos consecutivos para determinar el efecto residual de las enmiendas. Al final de cada ciclo se analizaron en el suelo el pH, CE, Cox, NTK, Pext y Kext, mientras que en la planta se evaluó la biomasa fresca y seca. Los resultados mostraron un comportamiento homogéneo entre los diferentes compost y marcadamente distinto a la fertilización mineral, especialmente frente a la dosis más alta (IN200). En el suelo, la aplicación de los compost provocó un ligero descenso del pH y un incremento de la CE. Por su parte, la fertilización inorgánica maximizó la producción de biomasa en el primer ciclo, pero sufrió un fuerte descenso en el segundo. Los tratamientos con compost manifestaron un notable efecto residual, manteniendo la disponibilidad de nutrientes y el desarrollo vegetal sin necesidad de aportes adicionales, lo que sugiere viabilidad como estrategia de economía circular.

Palabras clave: economía circular, estiércol vacuno, compost, fertilización.

1. Introducción

La actual coyuntura geopolítica y económica global exige una transición urgente desde el modelo lineal agrícola-ganadero hacia un esquema de economía circular enfocado en el "cierre de ciclos" de los nutrientes. Históricamente, el uso intensivo de fertilizantes minerales ha permitido sostener elevados niveles de producción agrícola. Sin embargo, también ha generado impactos ambientales significativos y una alta dependencia económica. Paralelamente, el sector ganadero afronta el reto de optimizar sus sistemas de manejo de residuos, destacando la gestión de estiércoles mediante procesos de compostaje con un correcto manejo tecnificado. La aplicación de estos compost no solo ofrece una alternativa de valorización de subproductos, sino que contribuye directamente a mitigar la dependencia de insumos sintéticos y a reducir los costes operativos en el sector agropecuario. En este contexto, resulta prioritario el desarrollo de biofertilizantes sostenibles que incrementen la eficiencia en el uso de los nutrientes (Sánchez Méndez y col., 2025). Por todo ello, el objetivo de este estudio es evaluar la eficacia agronómica de diferentes compost de estiércol vacuno (elaborados con y sin agentes estructurantes) en comparación con la fertilización química tradicional, analizando su impacto a largo plazo en las propiedades del suelo y en la productividad del cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* var. *Celistra*) a lo largo de dos ciclos consecutivos.

2. Materiales y Métodos

2.1. Diseño del ensayo

El experimento en macetas se realizó en dos ciclos consecutivos sobre un cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L. var. Celistra) en la EPSO-UMH (Orihuela) bajo condiciones controladas: temperatura de 21-25 ºC, humedad relativa del 50-60% y un fotoperiodo de 12 h / 12 h (luz/oscuridad). Las macetas Ø11 cm, 1200 cm^3) se llenaron con 1,5 kg de una mezcla compuesta por suelo natural franco (0-20 cm) de la EPSO-UMH y arena fina y gruesa (50:25:25 en peso, respectivamente). La matriz resultante presentó una textura franco-arcillo-arenosa, densidad aparente de 1,27 g cm^{-3}, pH de 8,47 y una conductividad eléctrica (CE) de 3,58 dS m^{-1}. Se establecieron un total de 7 tratamientos distribuidos aleatoriamente por triplicado (n = 21), que incluyeron 6 estrategias de fertilización y un control sin fertilizar (Tabla 1).

Tabla 1. Tratamientos utilizados para el ensayo en macetas.

Tratamiento	Acrónimo	Fertilización	Fuente N	Fuente C
Control	C	Sin fertilizar	-	-
Complejo (15-15-15)	IN100	Inorgánica	-	-
Complejo (15-15-15)	IN200	Inorgánica	-	-
Estiércol vacuno fresco	CM	Orgánica	-	-
Compost M1	M1	Orgánica	CM	-
Compost M2	M2	Orgánica	CM	Str
Compost M3	M3	Orgánica	CM	Alm

CM: estiércol de vacuno; Str: paja de trigo; Alm: poda de almendro

Los tratamientos fueron aplicados en el momento del trasplante. El cultivo se regó al 60% de la capacidad de retención hídrica durante todo el ensayo. El primer ciclo de cultivo tuvo una duración de 51 días. Tras la cosecha, los suelos de las macetas pertenecientes al mismo tratamiento se homogeneizaron y se reutilizaron para el segundo ciclo (48 días de duración) sin adición de fertilizante suplementario, permitiendo así evaluar el efecto residual de las enmiendas. Las analíticas de laboratorio se efectuaron de manera independiente al finalizar cada ciclo de cultivo.

Tabla 2. Características fisicoquímicas de los fertilizantes orgánicos empleados.

Parámetros	CM	M1	M2	M3
pH	8,8	8,4	8,2	8,3
CE (dS m^{-1})	8,5	9,7	11,6	11,7
COT (%)	42,6	31,6	33,2	32,7
NT (%)	3,05	3,00	3,20	3,10
P (g kg^{-1})	19,2	7,1	13,8	14,4
K (g kg^{-1})	16,5	14,9	32,8	26,8

CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total

2.2. Métodos analíticos y estadísticos

En suelo seco y tamizado (< 2 mm) se determinó: pH (1:2.5 p/v), CE (1:5 p/v), nitrógeno total Kjeldahl, fósforo Olsen, potasio extraíble y carbono oxidable. Al momento de la cosecha, se determinó la biomasa aérea fresca y seca (60 ºC, 48 h). Los datos se analizaron mediante ANOVA

unidireccional (R v4.3.0). Las diferencias de medias se evaluaron con la prueba LSD de Fisher (α= 0,05).

3. Resultados y discusión

Los tratamientos de fertilización y el ciclo de cultivo afectaron significativamente las propiedades fisicoquímicas del suelo (Tabla 3). Durante el primer ciclo, la aplicación de compost (M1, M2, M3) provocó un descenso significativo del pH en comparación con el control y la fertilización inorgánica. Las variables COx, NTK y los nutrientes extraíbles (Pext y Kext) mostraron un incremento notable en los tratamientos orgánicos.

Tabla 3. Efecto de los tratamientos en propiedades del suelo (1º y 2º ciclo).

Tratamiento	pH	CE (dS m^{-1})	COx (%)	NTK (g kg^{-1})	Pext (mg kg^{-1})	Kext (mg kg^{-1})
			1º Ciclo			
C	7,96 d	2,70 b	0,34 a	0,04 a	21,86 a	276 a
IN100	7,89 d	2,71 b	0,34 a	0,05 ab	32,38 cd	254 a
IN200	7,86 d	2,70 b	0,34 a	0,05 ab	45,51 e	389 b
CM	7,83 d	2,26 a	0,42 bc	0,05 ab	21,86 a	375 b
M1	7,51 a	2,60 b	0,43 c	0,05 a	32,81 d	480 c
M2	7,60 b	2,94 c	0,39 ab	0,06 b	29,97 bc	369 b
M3	7,67 c	2,97 c	0,47 c	0,06 b	27,87 b	383 b
F-ANOVA	*21,78 ****	*58,87 ****	*12,09 ****	*6,13****	*18,14 ****	*33,76****
			2º Ciclo			
C	7,77 c	1,98 b	0,34 ab	0,03 a	21,24 abc	137 a
IN100	7,80 c	2,02 bc	0,40 bc	0,04 b	28,25 cd	205 e
IN200	7,72 bc	1,86 a	0,40 c	0,04 b	30,83 d	182 d
CM	7,78 c	1,99 b	0,36 abc	0,06 c	22,95 bcd	229 f
M1	7,56 a	2,06 c	0,33 a	0,06 c	26,60 cd	159 c
M2	7,56 a	2,06 c	0,37 bc	0,06 c	15,13 a	146 ab
M3	7,61 ab	2,05 c	0,37 bc	0,06 c	17,21 ab	150 b
F-ANOVA	*6,19 ****	*11,44 ****	*3,80 ***	*21,44 ****	*12,29 ****	*47,43****

, * indican diferencias significativas entre tratamientos a $p < 0,01$ y $p < 0,001$ respectivamente. Letras distintas dentro de una misma columna y ciclo indican diferencias significativas según la prueba LSD de Fisher ($p < 0,05$). Valores representan la media (n = 3).

En el segundo ciclo, se observó una caída generalizada de la CE en todos los tratamientos debido al lavado y absorción de nutrientes. No obstante, los tratamientos con compost mantuvieron niveles de NTK significativamente superiores a los de la fertilización mineral evidenciando la estabilidad química de las enmiendas técnicas frente al agotamiento acelerado de los fertilizantes sintéticos.

Con respecto al rendimiento del cultivo de la lechuga, en el primer ciclo, el tratamiento IN200 maximizó la producción de biomasa debido a la disponibilidad inmediata de N-P-K, superando ampliamente a los compost, los cuales requieren procesos de mineralización biológica del suelo para liberar sus nutrientes (Álvarez-Alonso y col., 2025).

Sin embargo, en el segundo ciclo, el escenario se invirtió notablemente: la biomasa en los tratamientos minerales (IN100 e IN200) sufrió una reducción severa debido al agotamiento de los nutrientes solubles. En contraposición, los tratamientos con compost (especialmente M2)

amortiguaron esta caída, logrando una producción de biomasa significativamente superior a la del control e IN100. Al evaluar la biomasa acumulada, los compost alcanzaron rendimientos intermedios estables y competitivos.

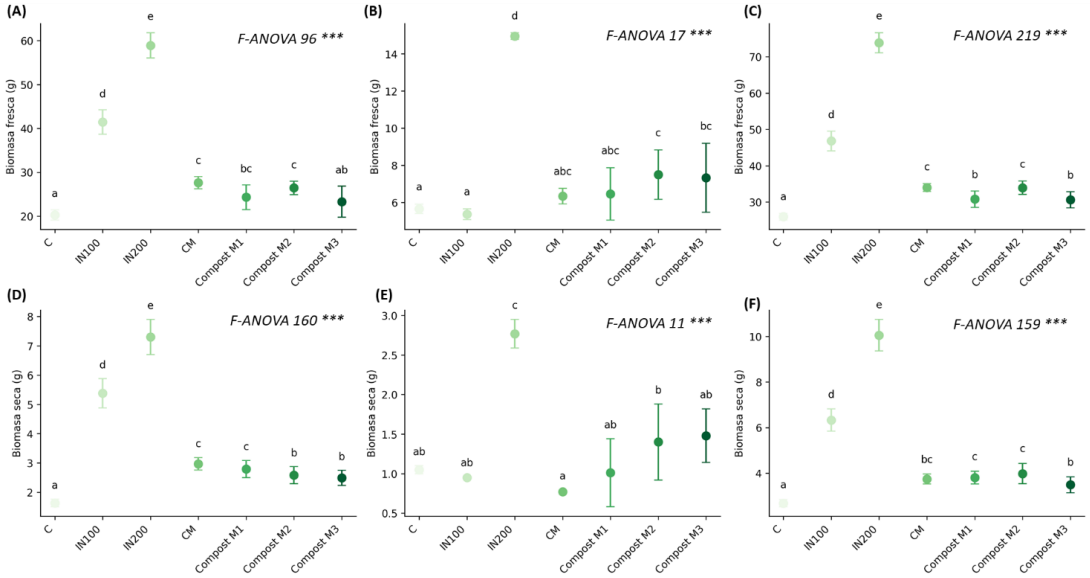


Figura 1. Rendimiento de lechuga con diferentes tratamientos de fertilización: (A) biomasa fresca, 1º ciclo; (B) biomasa fresca, 2º ciclo; (C) biomasa fresca acumulada; (D) biomasa seca, 1º ciclo; (E) biomasa seca, 2º ciclo; (F) biomasa seca acumulada. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

4. Conclusiones

Del ensayo realizado se puede concluir que el uso de compost puede reemplazar parcialmente a los fertilizantes sintéticos en sistemas agrícolas y así contribuir a la economía circular, aunque la fertilización mineral produjo los mayores rendimientos, los tratamientos a base de compost en particular aquellos que incorporan agentes estructurantes, lograron niveles comparables, mejorando además algunas propiedades químicas del suelo. Los efectos residuales en el segundo ciclo de cultivo resaltan la liberación lenta del compost, que mantuvo la disponibilidad de nutrientes sin necesidad de aportes adicionales. En contraste, los fertilizantes minerales mostraron una persistencia limitada.

5. Bibliografía

Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Manrique, N., Andreu-Rodríguez, F. J., Mira-Urios, M. Á., Irigoyen, I., López, M., Orden, L., Moral, R., Nogués, I. 2025. Agronomic use of urban composts from decentralized composting scenarios: Implications for a horticultural crop and soil properties. Agronomy 15 (7), 1520.

Sánchez-Méndez, S.; Orden, L.; Franco-Luesma, S.; Andreu-Rodríguez, F.J.; Mira-Urios, M.A.; Sáez-Tovar, J.A.; Martínez-Sabater, E.; Bustamante, M.A.; Álvaro-Fuentes, J.; Marks, E.A.N., Moral, R. 2025. Agronomic and environmental assessment of a new fertilization strategy using pelleted organo-mineral fertilizers for wheat production in mediterranean agricultural soils. *Sci Rep.* 15(1):36866.

6. Agradecimientos

Agradecemos a PROVACUNO por la financiación otorgada para la realización de esta investigación.

CARACTERIZACIÓN AVANZADA DE BIOCHAR PRODUCIDOS A PARTIR DE MATERIAS PRIMAS ORGÁNICAS DIFERENTES Y SUS POSIBLES APLICACIONES

Frutos C. Marhuenda-Egea[1], Luciano Orden[2], Cristina Álvarez[2], Silvia Sánchez-Méndez[2], Natalia Manrique-Córdoba[2], Wei Peng[3], Fan Lü[3], He Pinjing[3], José A. Sáez-Tovar[2], Encarnación Martínez Sabater[2], Raul Moral[2]

[1]Department of Biochemistry and Molecular Biology and Agricultural Chemistry and Edafology, University of Alicante, Carretera San Vicente del Raspeig s/n, 03690 Alicante, Alicante, Spain.
[2]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.
[3]Institute of Waste Treatment & Reclamation, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China.

Correo electrónico: frutos@gcloud.ua.es

Resumen: El biochar es un subproducto rico en carbono que se obtiene de la conversión térmica de materias primas orgánicas. El biochar es un recurso valioso, pero su aplicación requiere investigación adicional sobre sus propiedades y estructura, así como el desarrollo de técnicas para modificar esos factores. La identificación y cuantificación de las propiedades del biochar son importantes para garantizar resultados óptimos en aplicaciones agrícolas en combinación con compost y otras fuentes de fertilizantes. El presente trabajo evalúa biochar producidos a partir de restos de poda de vid (VPWB) y paja de arroz (RSB). La obtención se realizó mediante pirólisis lenta con un equipo Kon-Tiki (Prodana®) en CompoLab (CIAGRO-UMH). Este sistema de baja tecnología está diseñado para facilitar el acceso a la producción de biochar de calidad a pequeños agricultores. Se analizaron tanto los residuos de partida y sus productos transformados (biochar). Además de la caracterización físico-química de elementos totales (ICP-OES), se utilizaron técnicas avanzadas para su caracterización: resonancia nuclear magnética (RNM), espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), el análisis termogravimétrico (TG), la microscopía electrónica de barrido (MEB) y espectroscopia de infrarrojo cercano (NIR). Los resultados experimentales muestran que el tipo de materia prima afectan significativamente las propiedades fisicoquímicas y la estabilidad estructural de los biochar. El VPWB presentó una mayor porosidad y contenido de carbono fijo, mientras que el RSB mostró una mayor proporción de cenizas y grupos funcionales oxigenados. Los espectros FTIR y RNM confirmaron una alta aromaticidad en ambos productos, validando la eficiencia del sistema de pirólisis. Este estudio sugiere que es posible obtener enmiendas de alta calidad mediante tecnologías accesibles, permitiendo a los agricultores valorizar sus propios residuos y contribuir a la captura de carbono en los suelos agrícolas.

Palabras clave: pirólisis lenta, biomasa residual, sarmiento de vid, paja de arroz.

1. Introducción

El biochar es un subproducto rico en carbono que se obtiene de la conversión térmica de materias primas orgánicas (Lehman, 2007). Aunque representa un recurso valioso para la sostenibilidad, su aplicación efectiva en el sector agrícola, especialmente al combinarse con compost u otros fertilizantes, requiere una comprensión profunda de sus propiedades físicas y estructurales (Schmidt y col., 2021). El objetivo de este trabajo, fue caracterizar de forma integral dos biochar

obtenidos a partir de diferentes materias primas mediante técnicas avanzadas y evaluar su potencial para aplicaciones agronómicas.

2. Material y Métodos

La obtención se realizó mediante pirólisis lenta con un equipo Kon-Tiki (Prodana®) en CompoLab (CIAGRO-UMH). Este sistema de baja tecnología está diseñado para facilitar el acceso a la producción de biochar de calidad a pequeños agricultores. El modelo empleado cuenta con un diámetro de 1,2 m y una capacidad de carga de hasta 150 kg de biomasa, con paredes de acero de 5 mm de espesor para garantizar una alta retención de calor. La biomasa utilizada consistió en troceados de poda de sarmiento y paja de arroz. La biomasa se preparó previamente para asegurar uniformidad en el tamaño de las partículas y el contenido de humedad (15%). Se pesó la biomasa antes de su introducción al reactor. El reactor se encendió utilizando un quemador de propano en la parte superior del reactor para iniciar la pirólisis. El diseño cónico del reactor permitió que el proceso de pirólisis avanzara en dirección descendente en condiciones de bajo oxígeno, manteniendo las entradas de aire al mínimo para evitar la combustión completa de la biomasa. La temperatura dentro del reactor se controló monitoreando con termómetro infrarrojo digital en intervalos de 15 minutos. El proceso duró aproximadamente 3 horas, alcanzando temperaturas de 500 °C en el núcleo del reactor.

Al finalizar el proceso de pirólisis, se apagó el reactor cubriéndolo con agua y para permitir el enfriamiento del biocarbón. Una vez enfriado, el biocarbón se extendió para su secado al aire y almacenó en recipientes plásticos para su posterior análisis. Se determinó el rendimiento de conversión calculando la relación entre el peso de biocarbón obtenido y el peso de biomasa inicial. Se analizaron por triplicado (n = 3) los residuos de partida y sus productos transformados (biochar). Además de la caracterización físico-química de elementos totales (ICP-OES), se utilizaron técnicas avanzadas para su caracterización: resonancia nuclear magnética (RNM), espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), el análisis termogravimétrico (TG), la microscopía electrónica de barrido (MEB) y espectroscopia de infrarrojo cercano (NIR).

3. Resultados y Discusión

Los resultados experimentales demuestran que el tipo de materia prima afecta significativamente las propiedades fisicoquímicas y la estabilidad estructural de los productos obtenidos (Tabla 1). El biochar de sarmiento de vid (VPWB) presentó una menor pérdida de masa (-29,11%), mayor contenido de carbono fijo y una porosidad superior en comparación con el de paja de arroz (RSB) -48,30%, el cual mostró una mayor proporción de cenizas y grupos funcionales oxigenados. Específicamente, VPWB exhibió un menor diámetro promedio de poro (68,05 Å) y un volumen de microporos de 0,015 cc g^{-1}, factores que favorecieron una mayor energía de adsorción de CO_2 (5,65 kJ mol^{-1}). A pesar de registrar un área superficial total menor que RSB (114,23 Å), estos hallazgos sugieren que el sarmiento de vid posee una estructura microporosa probablemente más eficiente para la captura de gases.

El análisis TG/DTG permitió diferenciar el balance orgánico-mineral de ambos biochar (Fig. 1). En atmósfera inerte, el RSB presentó una fracción de cenizas claramente superior (26,70 %) y una relación carbono fijo/cenizas bajas (1,17), mientras que el VPWB mostró un contenido de cenizas mucho menor (5,41 %) y una relación carbono fijo/cenizas más elevada (5,36). En atmósfera oxidante se mantuvo la misma tendencia: el RSB presentó una fracción combustible del 72,54 % y un residuo mineral del 25,06 %, frente al 90,63 % de fracción combustible y el 5,60 % de cenizas del VPWB. Esta coherencia entre protocolos confirma que la paja de arroz genera un biochar más

mineralizado, mientras que la poda de vid produce un material con mayor proporción orgánica y mejor balance carbonoso frente a la fracción inorgánica.

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los residuos y sus productos transformados (biochar).

	pH	CE (dS m^{-1})	COT %	NT %	COT/TN	P (g $100g^{-1}$)	K (g $100g^{-1}$)
RS	7.7 b	1.2b	35.70c	1.10b	33.8b	0.10	0.63a
RSB	8.1 b	1.7d	31.27a	1.50c	20.7a	0.20	1.10d
VPW	7 a	0.2a	34.10b	0.90a	38.1d	0.10	0.77b
VPWB	7.8 b	0.2a	38.90d	1.10b	36.0c	0.20	0.97c
p-valor	***	***	***	***	***	*ns*	***
	Ca (g $100g^{-1}$)	**Mg (g $100g^{-1}$)**	**S (g $100g^{-1}$)**	**Na (g $100g^{-1}$)**	**Cu (mg kg^{-1})**	**Fe (g kg^{-1})**	**Zn (mg kg^{-1})**
RS	1.20 a	0.3a	0.10a	0.03b	5.2a	1247a	27a
RSB	3.50 b	0.80c	0.20b	0.08d	10.8b	3301b	68c
VPW	4.40 c	0.47b	0.10a	0.03a	25.0c	3879c	26ª
VPWB	7.10 d	0.77c	0.10a	0.06c	35.6d	5702d	49b
p-valor	***	***	***	***	***	***	***

CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; NT: nitrógeno total; RS: paja de arroz; RSB: biochar de paja de arroz; VPW: restos de poda de vid; VPWB: biochar de restos de poda de vid. Prueba HSD de Tukey. *ns*: no significativo; *** diferencia significativa entre tratamientos para $p < 0,001$. Letras diferentes dentro de una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Las curvas DSC complementaron la interpretación termogravimétrica al evidenciar diferencias en la respuesta térmica de las materias primas y de los productos pirolizados. Las materias primas RS y VPW mostraron eventos térmicos más acusados, atribuibles a la degradación oxidativa de componentes lignocelulósicos todavía presentes. Tras la pirólisis, las curvas TG/DTG de RSB y VPWB reflejaron una pérdida de masa más limitada y un residuo final más estable, lo que indica que el tratamiento en el reactor Kon-Tiki favoreció la transformación de la biomasa en una matriz carbonosa más resistente a la degradación térmica. En este contexto, la menor fracción mineral del VPWB permite interpretar su estabilidad como consecuencia de una estructura carbonosa más eficiente, mientras que en RSB la estabilidad aparente queda condicionada en mayor medida por la contribución de cenizas.

La espectroscopia FTIR-ATR mostró diferencias funcionales coherentes con la naturaleza de cada materia prima. En el material de paja de arroz predominó la contribución de la región C-O (950-1180 cm^{-1}), asociada a señales de polisacáridos, éteres y estructuras oxigenadas residuales, con un índice de aromaticidad FTIR AI1 de 0,329 y un AshFrac FTIR de 0,036. En la muestra de poda de vid dominó la región O-H, atribuible a hidroxilos, agua ligada y grupos fenólicos superficiales, con un AshFrac FTIR igualmente bajo (0,040). Por tanto, aunque el análisis TG evidencia una mayor fracción mineral total en RSB, la señal FTIR atribuible a carbonatos fue baja en ambos materiales, lo que sugiere que las diferencias inorgánicas observadas por TG no están dominadas exclusivamente por carbonatos detectables por FTIR-ATR.

La RNM de 13C CP-MAS confirmó que ambos biochar presentan arquitecturas carbonosas diferenciadas. El RSB mostró una contribución O-alquílica muy baja (Oalkyl total = 0,05191) y una fracción alquílica elevada (0,55344), con una relación Alkyl/Oalkyl total de 10,662; este patrón indica una fuerte transformación de las señales típicas de carbohidratos y una mayor contribución relativa de carbono alifático residual y estructuras carbonosas transformadas, lo cual concuerda con Jindo y col. (2014). En cambio, el VPWB mantuvo una contribución O-alquílica mucho mayor (0,53234), menor fracción alquílica (0,17808) y una relación Alkyl/Oalkyl total de 0,33452, compatible con una matriz menos dominada por señales alifáticas y con mayor presencia relativa de carbonos C-O. Las fracciones aromáticas integradas fueron moderadas en ambos casos (0,17855 en RSB y 0,14810

en VPWB), apoyando que la pirólisis generó materiales carbonizados, aunque con una organización molecular dependiente de la materia prima.

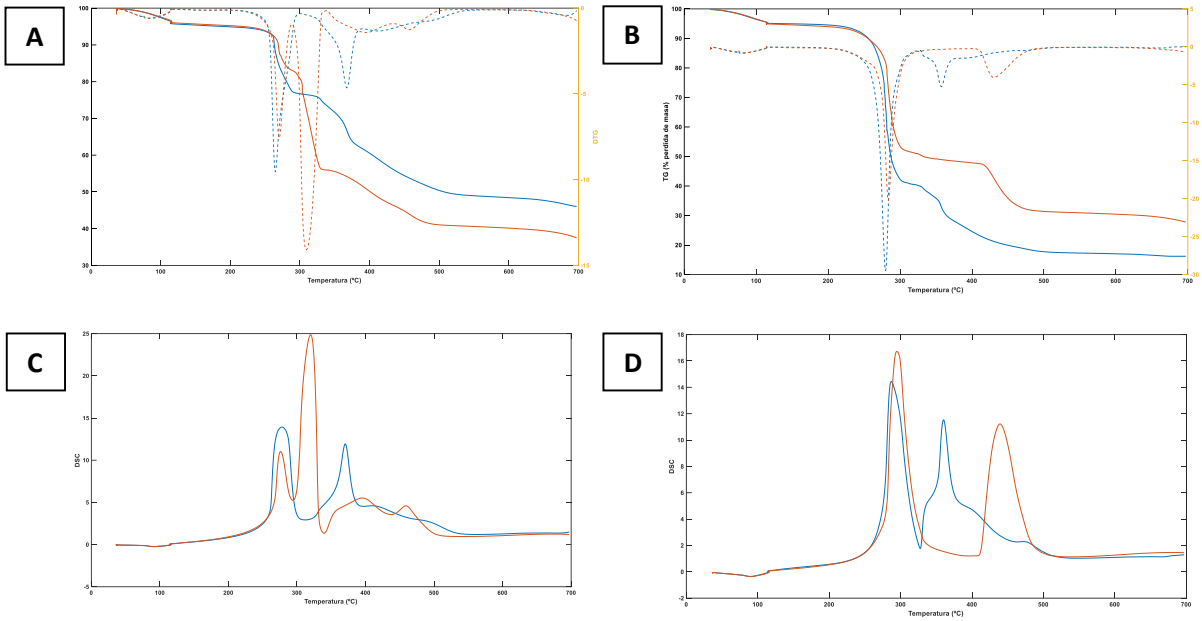


Figura 1. Análisis termogravimétrico y calorimetría diferencial de barrido de los materiales: (A) curvas termogravimétricas (TG: línea continua) y su primera derivada (dTG: línea discontinua) para los biochar RSB (líneas azules) y VPWB (líneas rojas); (B) curvas TG (línea continua) y dTG (línea discontinua) para las materias primas RS (líneas azules) y VPW (líneas rojas); (C) comparativa de curvas de pérdida de masa para RSB (líneas azules) y VPWB (líneas rojas); (D) Curvas de calorimetría diferencial de barrido (DSC) para RS (líneas azules) y VPW (líneas rojas).

4. Conclusiones

Este estudio demuestra que es posible obtener enmiendas de alta calidad mediante tecnologías accesibles, permitiendo a los agricultores valorizar sus propios residuos y contribuir a la captura de carbono en los suelos agrícolas. En conjunto, la integración de TG/DTG, DSC, FTIR-ATR y RNM de 13C CP-MAS confirma que RSB y VPWB no solo difieren en composición elemental, sino también en el origen de su estabilidad: RSB se caracteriza por una mayor contribución mineral y señales oxigenadas residuales, mientras que VPWB presenta un balance orgánico/mineral más favorable y una estructura microporosa probablemente más eficiente para aplicaciones agronómicas y de captura de carbono.

5. Bibliografía

Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Monedero, M. A., Sonoki, T. 2014. Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences*, 11(23), 6613–6621

Lehmann, J. 2007. A handful of carbon. *Nature* 447, 143-144.

Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Sánchez Monedero, M. A., Cayuela, M. L. 2021. Biochar in agriculture-A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, 13, 1708-1730.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen Shanghai Science and Technology Co-research Programme - Grant Nº 25HB2705000 por el apoyo a este trabajo.

EFECTO DEL COMPOST Y VERMICOMPOST COMO FUENTES DE NUTRIENTES Y BIOESTIMULANTES PARA LA RESILIENCIA DEL CULTIVO DE TRIGO (*TRITICUM AESTIVUM* L.) BAJO DISTINTAS CONDICIONES HÍDRICAS

Teresa Crespo[1], M. Remedios Morales Corts[1,3], Ana Isabel González Hernández[1,2,3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, University of Salamanca, 37007 Salamanca, Spain.
[2]Escuela Politécnica Superior de Zamora, University of Salamanca, 49029, Zamora, Spain.
[3]Centro de Estudios Ambientales y Dinamización Rural (CEADIR), University of Salamanca, Salamanca, Spain.
Correo electrónico: aigonzalez@usal.es

Resumen: En el actual escenario de cambio climático, la sostenibilidad de sistemas estratégicos como el cultivo de trigo en Castilla y León, región que concentra el 45% de la producción nacional española, depende de la reducción de insumos de síntesis química y la mejora de la resiliencia vegetal. El compost y el vermicompost emergen como estrategias de economía circular con un triple papel como enmienda orgánica, biofertilizantes y bioestimulantes. En este trabajo, se evaluó el potencial del compost (C) y vermicompost (V) como fuentes de bioestimulantes en la mitigación de los efectos del déficit hídrico en plantas de trigo, así como su poder fertilizante para reducir en un 50% la fertilización de síntesis química (solución Hoagland, HS). Para ello, se llevó a cabo un ensayo en maceta bajo condiciones controladas, con los distintos tratamientos (100%HS, 50%HS, 50%HS+C y 50%HS+V) y dos regímenes hídricos: riego completo (100% capacidad de campo, CC) y condiciones de déficit hídrico (40%CC). Se determinaron los parámetros altura, ahijamiento, contenido de clorofila (SPAD), conductancia estomática y peso fresco y seco de la parte aérea y del sistema radicular. Los resultados mostraron que el compost y el vermicompost no solo compensan la reducción de fertilización química, sino también presentan cierto efecto bioestimulante. Bajo condiciones de estrés hídrico severo, ambos tratamientos lograron mitigar parcialmente los efectos negativos en el desarrollo de la planta, destacando el efecto del vermicompost. Estos resultados validan su uso como herramientas clave para optimizar recursos naturales y cumplir con los objetivos europeos de reducción de la aplicación de agroquímicos de síntesis química.

Palabras clave: *Triticum aestivum*, estrés abiótico, bioestimulante, economía circular, enmiendas orgánicas.

1. Introducción

El trigo es un cultivo básico en la dieta de millones de personas debido a su elevado valor nutricional. Presenta un alto rendimiento por hectárea y gran capacidad de adaptación a climas y suelos diferentes. El trigo es fundamental en la economía de muchos países, tanto en la producción como en la exportación. Específicamente, a nivel nacional, la principal región productora de trigo en España es Castilla y León con un 45% del total.

El estrés hídrico constituye uno de los principales factores de estrés abiótico que afectan al crecimiento vegetal. Desde un punto de vista ecofisiológico, dicho estrés se manifiesta cuando la disponibilidad de agua en la zona radicular es insuficiente para satisfacer los requerimientos hídricos de la planta (Chaves et al., 2003). Ante el estrés hídrico, las plantas pueden reaccionar de dos formas principales: mediante mecanismos que buscan evitar o reducir el impacto del estrés y mediante mecanismos que les permiten soportarlo (Gupta et al., 2020). Para ayudar a las plantas a soportar estas condiciones, se puede aportar exógenamente bioestimulantes. Los bioestimulantes se definen como cualquier sustancia o microorganismo aplicado a las plantas con el objetivo de mejorar la eficiencia en el uso de nutrientes, la tolerancia a factores de estrés abiótico y/o las características de calidad del cultivo, independientemente de su contenido de nutrientes. Dentro de estos productos, el compost y el vermicompost son considerados nuevas fuentes de bioestimulantes. El compost es un producto estabilizado, maduro e higienizado producido a través de un proceso bioxidativo, con un alto contenido de materia orgánica y

componentes húmicos que puede ser utilizado sin riesgo en agricultura, por ser inocuo y no contener sustancias fitotóxicas, y que favorecen además el crecimiento y desarrollo de las plantas (Moreno y Moral, 2008). En cambio, el vermicompost es un producto estabilizado, homogéneo y de granulometría fina producido en un proceso de bio-oxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica por la acción combinada de lombrices y microorganismos (Lazcano et al., 2008). Ambos productos se obtienen de la valorización de residuos agrícolas en un contexto de bioeconomía circular. Así pues, el objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial del compost y vermicompost como fertilizantes y bioestimulantes, orientados a reducir la aplicación de fertilizantes de síntesis química y promover tolerancia frente a estrés hídrico en plantas de trigo (*Triticum aestivum* L.).

2. Material y Métodos

En este ensayo se estudia el efecto del compost y vermicompost en el crecimiento de plantas de trigo sometidas a dos condiciones de riego: dosis de riego óptima (100% capacidad de campo, CC) y de déficit hídrico (40%CC) reduciendo el 50% de fertilización de síntesis química. Para la preparación del ensayo, se sembraron semillas de trigo (*Triticum aestivum* var. Tenor) en macetas con la misma cantidad de perlita:vermiculita (3:1). Asimismo, en aquellos tratamientos a los que se les incorpora el compost o vermicompost, la dosis incorporada fue de 2 kg/m^2, lo que se traduce en una aplicación de 39,2 g de compost o vermicompost por maceta. Las plántulas se regaron hasta la emergencia del epicotilo con agua declorada y, posteriormente, con solución Hoagland. La solución Hoagland es la solución óptima y en los tratamientos con 50% de fertilización química se redujo a la mitad con agua declorada. Posteriormente, a los 30 días desde la siembra, se estableció el déficit hídrico mediante un control gravimétrico del contenido de agua en el sustrato teniendo como referencia el peso para cada uno de los regímenes hídricos considerados: 100% de la capacidad de campo (CC) o 40% CC. El riego correspondiente se efectuó cada dos días. Los tratamientos establecidos fueron: 1) 100% HS 100% CC (100% solución Hoagland, capacidad de campo a dosis de riego completa, 100% capacidad de campo); 2) 100% HS 40% CC (100% solución Hoagland, capacidad de campo al 40%); 3) 50% HS 100% CC (fertilización química al 50% y 100% de capacidad de campo); 4) 50% HS 40% CC (fertilización química al 50% y capacidad de campo al 40% de la capacidad de campo); 5) 50% HS+C 100%CC (fertilización química al 50% y 39,2 g de compost y capacidad de campo al 100%); 6) 50% HS+C 40%CC (fertilización química al 50% y 39,2 g de compost y capacidad de campo al 40%); 7) 50% HS+V 100%CC (fertilización química al 50% y 39,2 g de vermicompost y capacidad de campo al 100%); 8) 50% HS+V 40%CC (fertilización química al 50% y 39,2 g de vermicompost y capacidad de campo al 40%). Trascurridos 60 días tras la siembra, se determinó la altura, el número de tallos hijos, el contenido de clorofila (SPAD), la conductancia estomática (g_s), el contenido relativo de agua y el peso fresco y seco de la parte aérea y radicular. Se consideraron cuatro réplicas biológicas por tratamiento y cada dos días las macetas fueron rotadas para evitar el efecto borde.

El compost de residuos de poda y jardinería empleado tenía las siguientes características: pH 7,82; conductividad eléctrica de 3,08 mS/cm; 210 ppm Ca^{2+}, 35 ppm Mg^{2+}, 455 ppm SO_4^{2-}, 291,67 ppm $P_2O_4^{3-}$, 6866,5 ppm NO_3^- y 1080 ppm K^+. Asimismo, el vermicompost de estiércol ovino presentaba las siguientes características: pH 7,76; 2,98 mS/cm; 120 ppm Ca^{2+}, 50 ppm Mg^{2+}, 700 ppm SO_4^{2-}, 828,9 ppm $P_2O_4^{3-}$, 4430 ppm NO_3^- y 660 ppm K^+.

3. Resultados y Discusión

La Tabla 1 muestra la ausencia de diferencias estadísticas significativas en la altura de la planta al comparar el 100% y 50% de solución Hoagland (HS) bajo distintos regímenes hídricos. Esto indica que ni la reducción de la fertilización ni el estrés hídrico afectaron sustancialmente la elongación del tallo. A pesar de que esta restricción de nutrientes y agua no limitó el crecimiento en la etapa de ahijamiento-encañado, no se descartan repercusiones en estadios fenológicos posteriores.

Respecto al ahijamiento, el número de tallos hijos fue menor en las plantas regadas al 40% de capacidad de campo (CC), confirmando la sensibilidad de este parámetro al estrés hídrico y a la

limitación de recursos. Por otra parte, las plantas al 40%CC (en ambas dosis de HS) mantuvieron valores de clorofila superiores a las del 100% CC. La literatura científica muestra resultados diversos respecto a los valores SPAD en trigo bajo estrés hídrico, ya que la respuesta parece estar ligada al genotipo. Finalmente, la conductancia estomática reveló diferencias significativas entre los tratamientos 100%HS-100%CC y 50%HS-40%CC, registrándose una ligera reducción en las plantas bajo estrés hídrico. Previamente, se ha descrito que el trigo disminuye significativamente la conductancia estomática mediante un cierre parcial como mecanismo de conservación hídrica (Saradadevi et al., 2017). Este comportamiento se constata al observar que el contenido relativo de agua (CRA) foliar no presentó diferencias significativas entre tratamientos. Finalmente, cabe indicar que en el peso seco de la parte aérea y de la raíz, así como en el peso fresco de la raíz no hay diferencias significativas entre tratamientos.

Tabla 1. Parámetros agronómicos determinados en las plantas de trigo 60 días tras la siembra comparando las plantas de los tratamientos con solución nutritiva (100% o 50%) bajo dos regímenes hídricos (100% o 40% de la capacidad de campo).

	A (cm)	Ahij.	SPAD	g_s (µmol/(m²·s))	PS-PA (g)	PS-SR (g)	PF-PA (g)	PF-SR (g)	CRA
100%HS 100%CC	7,26 (1,34)A	2,88 (2,64)A	37,59 (10,69)BC	136,36 (55,05)A	0,32 (0,24)A	0,28 (0,22)A	3,72 (2,81)A	2,6 (2,11)A	1,10 (0,43)A
100%HS 40%CC	7,11 (1,06)A	0,5 (0,76)B	47,98 (3,20)A	91,85 (64,84)AB	0,28 (0,12)A	0,24 (0,12)A	1,95 (1,07)AB	1,61 (0,73)A	1,13 (0,48)A
50%HS 100%CC	6,9 (0,41)A	2,38 (2,26)A	33,53 (5,35)C	95,94 (61,87)AB	0,24 (0,18)A	0,21 (0,18)A	3,75 (2,46)A	1,99 (1,61)A	1,08 (0,28)A
50%HS 40%CC	6,64 (0,50)A	0,5 (0,53)B	42,46 (6,98)AB	54,96 (24,56)B	0,25 (0,07)A	0,21 (0,07)A	1,52 (0,56)B	2,16 (1,25)A	1,57 (1,29)A

Los resultados se encuentran expresados como la media y el error estándar entre paréntesis. Distintas letras en la misma columna significa que existen diferencias estadísticas significativas $p<0,05$, entre tratamientos, de acuerdo al Test HSD de Tukey. HS: solución Hoagland; CC: capacidad de campo; A: altura; Ahij.: número de tallos hijos; g_s: conductancia estomática; PS-PA: peso seco parte aérea; PS-SR: peso seco sistema radicular; PF-PA: peso fresco parte aérea; PF-SR: peso fresco sistema radicular; CRA: contenido relativo de agua.

Por otra parte, se analizaron los parámetros de las plantas bajo tratamientos con el 50% de solución Hoagland, combinados con la aplicación de compost o vermicompost y sometidos a dos regímenes de riego (100% o 40% CC) (Tabla 2). Respecto a la altura, los mayores valores se registraron en las plantas con enmiendas orgánicas al 100% CC. Apenas se observaron diferencias entre ambos regímenes hídricos con vermicompost, a pesar del déficit hídrico. Ahmad et al. (2024) reportaron que el vermicompost incrementa la biomasa y la altura en trigo bajo sequía al mejorar la disponibilidad de nutrientes y la retención de agua. En cuanto al ahijamiento, el mayor número de tallos hijos se presentó en los tratamientos con vermicompost, tanto en riego óptimo como en estrés hídrico (3,25 en ambos), confirmando su efecto positivo en la emisión de tallos fértiles. Por el contrario, en los tratamientos 50%HS y 50%HS+C, las plantas con el 100%CC produjeron más macollos que sus homólogas bajo estrés. Los valores SPAD más bajos se hallaron en los tratamientos 50%HS 100%CC y 50%HS+C 40%CC. En los controles, el parámetro aumentó bajo restricción hídrica (40%CC), lo que podría deberse a una reducción del tamaño celular o a la fotoprotección del aparato fotosintético. En cambio, las plantas con compost sufrieron una reducción de SPAD bajo estrés (50%HS+C 40%CC), mientras que en los tratamientos con vermicompost no hubo diferencias significativas, mostrando solo un ligero incremento en condiciones de déficit hídrico. La conductancia estomática no exhibió diferencias estadísticas entre tratamientos. Sin embargo, se apreció una tendencia descendente en las plantas del 40% CC, confirmando que el cierre parcial estomático es una estrategia adaptativa para reducir la transpiración ante el déficit hídrico (Saradadevi et al., 2017). Esta respuesta se

corrobora con la estabilidad del contenido relativo de agua (CRA) foliar, el cual no mostró variaciones significativas, indicando que las plantas mantuvieron su turgencia independientemente de la enmienda o del régimen hídrico. Finalmente, los pesos frescos y secos de la parte aérea y radicular aumentaron notablemente con la aplicación de vermicompost.

Tabla 2. Parámetros agronómicos determinados en las plantas de trigo a los 60 días tras la siembra comparando las plantas de los tratamientos con solución nutritiva (50%) con aplicación de compost y vermicompost bajo dos regímenes hídricos (100% o 40% de la capacidad de campo). (HS: solución Hoagland; C: compost; V: vermicompost; CC: capacidad de campo; PS: peso seco; PF: peso fresco; CRA: contenido relativo de agua).

	A (cm)	Ahij.	SPAD	g_s (µmol/(m²·s))	PS-PA (g)	PS-SR (g)	PF-PA (g)	PF-SR (g)	CRA
50%HS 100%CC	6,9 (0,41)C	2,38 (2,26)A	33,53 (5,35)B	95,94 (61,87)A	0,24 (0,18)B	0,21 (0,18)B	3,75 (2,46)BC	1,99 (1,61)B	1,08 (0,28)A
50%HS 40%CC	6,64 (0,49)C	0,5 (0,53)B	42,46 (6,97)A	54,96 (24,56)A	0,25 (0,07)B	0,21 (0,07)B	1,52 (0,56)D	2,16 (1,25)B	1,57 (1,29)A
50%HS+C 100%CC	9,44 (1,02)A	2,38 (0,74)A	45,69 (4,41)A	95,46 (71,17)A	0,22 (0,08)B	0,18 (0,08)B	4,82 (1,99)B	1,73 (0,67)B	0,99 (0,31)A
50%HS+C40%CC	6,56 (1,18)C	1,0 (0)B	33,24 (2,47)B	87,01 (54,84)A	0,20 (0,05)B	0,13 (0,05)B	2,31 (0,27)CD	0,96 (0,33)B	1,42 (0,76)A
50%HS+V100%CC	8,65 (1,72)AB	3,25 (0,89)A	43,39 (4,35)A	105,61 (50,43)A	0,48 (0,30)A	0,42 (0,29)A	6,85 (3,07)A	4,01 (2,60)A	1,10 (0,53)A
50%HS+V40%CC	8,18 (1,14)B	3,25 (0,71)A	46,11 (3,33)A	94,51 (37,01)A	0,56 (0,13)A	0,51 (0,13)A	5,02 (1,67)AB	3,83 (0,89)A	0,90 (0,14)A

Los resultados se encuentran expresados como la media y el error estándar entre paréntesis. Distintas letras en la misma columna significa que existen diferencias estadísticas significativas $p<0,05$, entre tratamientos, de acuerdo al Test HSD de Tukey. A: altura; Ahij.: número de tallos hijos; g_s: conductancia estomática; PS-PA: peso seco parte aérea; PS-SR: peso seco sistema radicular; PF-PA: peso fresco parte aérea; PF-SR: peso fresco sistema radicular; CRA: contenido relativo de agua.

4. Conclusiones

La aplicación de compost y vermicompost demuestra un alto potencial como enmiendas y bioestimulantes en el cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.), mitigando eficazmente los efectos negativos del estrés hídrico severo (40%CC). Asimismo, la combinación de estas enmiendas orgánicas con una reducción del 50% de la fertilización química mantiene un crecimiento vegetal óptimo y equiparable al de un manejo convencional completo, lo que valida técnicamente su viabilidad como estrategia de ingeniería agronómica para disminuir la dependencia de fertilizantes de síntesis. No obstante, se requiere el escalado de estos ensayos a condiciones de invernadero y campo bajo diferentes entornos edafoclimáticos.

5. Bibliografía

Ahmad A., Aslam Z., Arshad M.A., Zulfiqar U., Alshaharni M.O., Djalovic I., 2024. Vermicompost application upregulates morpho-physiological and antioxidant defense to conferring drought tolerance in wheat. Plant Stress 11, 100360.

Chaves M.M., Maroco J.P., Pereira J.S., 2003. Understanding plant responses to drought — from genes to the whole plant. *Funct. Plant Biol.* 30, 239-264.

Gupta A., Rico-Medina A., Caño-Delgado A.I., 2020. The physiology of plant responses to drought. *Science* 368, 266-269.

Lazcano C., Gómez-Brandón M., Domínguez J., 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72(7), 1013-1019.

Moreno Casco J., Moral Herrero R., 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Saradadevi R., Bramley H., Siddique K.H., Palta J.A., 2017. ABA-mediated stomatal response in regulating water use during the development of terminal drought in wheat. *Front. Plant Sci.* 8, 1251.

UN MODELO ESCALABLE DE BIOECONOMÍA CIRCULAR: VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE PODA Y JARDINERÍA PARA AUMENTAR LA CALIDAD Y LA RESILIENCIA DEL SUELO EN UN HUERTO HORTÍCOLA URBANO

Ana Isabel González-Hernández[1,2,3*], Miguel González García[1], M. Ángeles Gómez-Sánchez[1,3], Rodrigo Pérez-Sánchez[1,3], Abel Barrios Casado[2,3], M. Remedios Morales Corts[1,3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, University of Salamanca, 37007 Salamanca, Spain.
[2]Escuela Politécnica Superior de Zamora, University of Salamanca, 49029, Zamora, Spain.
[3]Centro de Estudios Ambientales y Dinamización Rural (CEADIR), University of Salamanca, Salamanca, Spain.

Correo electrónico: aigonzalez@usal.es

Resumen: La valorización de los residuos de poda y jardinería en enmiendas orgánicas constituye una estrategia clave para mejorar la salud del suelo. El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de la aplicación de compost, té de compost y su combinación, así como la presencia o no de acolchado de astillas de restos de poda sobre la calidad del suelo en un sistema hortícola diversificado. La investigación se llevó a cabo en una parcela experimental dividida en ocho microparcelas en las que se implantaron cuatro cultivos hortícolas diferentes (tomate, lechuga, cebolla y judía). El diseño experimental incluyó cuatro tratamientos de fertilización: 1) control; 2) compost; 3) té de compost y, 4) compost+té de compost, cada uno de ellos en condiciones con y sin acolchado. En cada microparcela se determinaron las propiedades físico-químicas, las actividades enzimáticas y la composición microbiológica. Los resultados mostraron ligeros cambios en las propiedades físico-químicas del suelo en respuesta al tratamiento y a la presencia de acolchado, una clara tendencia positiva en las actividades enzimáticas del suelo en los tratamientos que integran el acolchado, lo que sugiere una mayor actividad relacionada con el ciclo de los nutrientesy en el metabolismo microbiano. Estos resultados se complementan con un análisis metagenómico donde se observan cambios en la diversidad microbiana. Estos hallazgos ayudan a esclarecer cómo la sinergia entre las enmiendas orgánicas líquidas y sólidas, combinada con el acolchado, proporcionando un modelo para la valorización de residuos urbanos, contribuyendo a la transición hacia una bioeconomía circular en la producción hortícola urbana.

Palabras clave: Compost, té de compost, acolchado, bioeconomía circular, salud del suelo.

1. Introducción

La agricultura hortícola intensiva, caracterizada por una alta productividad basada en el uso masivo de insumos sintéticos, ha generado un severo impacto ambiental. Desde la Revolución Verde, el uso de fertilizantes químicos ha aumentado, provocando la degradación, contaminación y acidificación de los suelos, alterando los ciclos de nutrientes y reduciendo la diversidad microbiana (Kopittke et al., 2019). Ante este escenario, la normativa vigente como el Real Decreto 1051/2022 o la Estrategia Europea De la granja a la mesa exigen optimizar y reducir drásticamente los fertilizantes de síntesis. Bajo los principios de la bioeconomía circular, surge la necesidad de valorizar los residuos orgánicos del sector agrícola y ornamental (poda de parques y jardines), transformándolos en insumos sostenibles que promuevan la resiliencia del agroecosistema frente al cambio climático. El compostaje es un proceso controlado de transformación biológica aeróbica y termófila de materiales orgánicos que genera un producto maduro, estable y seguro. A partir de éste, mediante incubación acuosa, se obtiene el té de compost, un extracto rico en nutrientes solubles, compuestos bioestimulantes y microorganismos benéficos con capacidad demostrada para promover el crecimiento vegetal y suprimir fitopatógenos en cultivos hortícolas (De Corato, 2020). Paralelamente, el mulching o acolchado con residuos vegetales de cultivo limita la evaporación y la erosión, regula la temperatura edáfica, mejora la retención de agua y reduce

adventicias, optimizando el uso de recursos hídricos (Rossi et al., 2024). Así pues, el objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la integración de estas prácticas sostenibles (compost, té de compost y mulching de restos de poda) en la mejora de la resiliencia del suelo.

2. Material y Métodos

El ensayo se llevó a cabo en un huerto urbano de 154 m² ubicado en la provincia de Salamanca (España) durante la campaña 2025. El mantenimiento del huerto siguió las directrices de la agricultura ecológica. Tras la preparación del terreno mediante rotavator, se instaló un sistema de riego por goteo. El material vegetal empleado consistió en tres especies hortícolas: tomate (*Solanum lycopersicum* L. var. Bella Rosa), lechuga (*Lactuca sativa* L. var. Maravilla de Verano) y cebolla (*Allium cepa* L. var. Dulce de Fuentes). Los marcos de plantación empleados se pueden observar en la Figura 1. Además, se establecieron tres bandas de biodiversidad con distintas plantas aromáticas (*Lavandula angustifolia*, *Mentha spicata*, *Salvia officinalis, Salvia rosmarinus* y *Thymus citriodorus*) para fomentar la fauna auxiliar, así como la implantación de trampas cromáticas y delta para monitorear las poblaciones de posibles plagas.

El diseño experimental consistió en dos bloques de 56 m² (4 × 14 m), divididos en ocho microparcelas de 7 m² (2 × 3.5 m) (Figura 1). Dentro de cada bloque, cuatro parcelas se manejaron con cubierta vegetal de restos de poda (CC) y cuatro sin ella (SC). Sobre esta estructura se evaluaron cuatro tratamientos de fertilización: 1) Control (Ctr): Sin fertilización orgánica; 2) Compost (C): Aplicación única en presiembra (1 kg/m²) incorporada con rotavator en los primeros 20 cm; 3) Té de compost (T): Dosis de 1 L de té puro por parcela (dilución 1:5 v/v en agua) mediante pulverización con mochila. Se realizaron tres aplicaciones: una edáfica en pre-trasplante y dos foliares durante el ciclo del cultivo; 4) Compost + Té de compost (C+T): Combinación de las dosis de compost y té de compost. En cada microparcela/tratamiento, se determinaron las propiedades físico-químicas, las actividades enzimáticas y la composición microbiológica. Se consideraron al menos tres réplicas técnicas por microparcela/tratamiento, con excepción de los análisis microbiológicos, donde se tomó una muestra por unidad experimental.

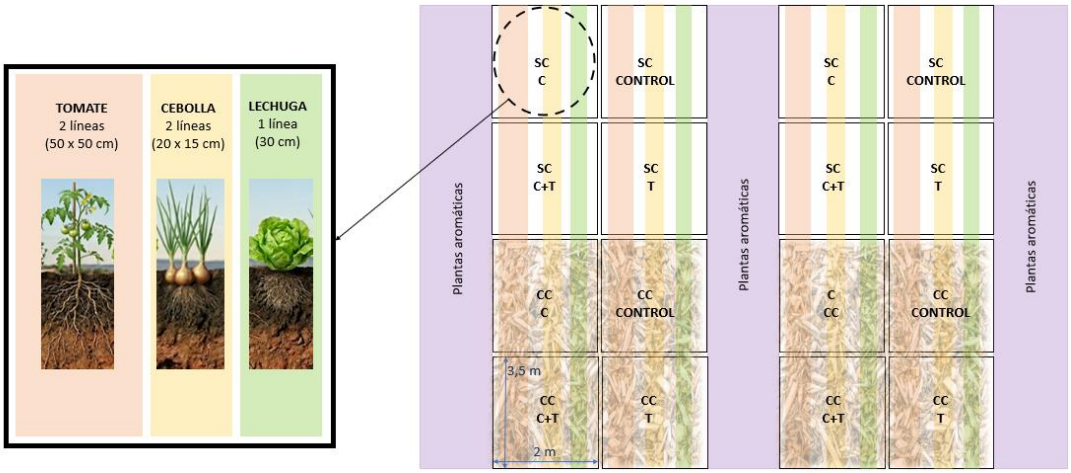


Figura 1. Diseño experimental del ensayo. CONTROL: sin tratamiento; C: compost (1 kg/m^2); C+T: compost + té de compost (1 kg/m^2 + 1 l té de compost por microparcela en tres aplicaciones); T: té de compost (1 l té de compost por microparcela en tres aplicaciones); SC: sin acolchado; CC: con acolchado.

3. Resultados y Discusión

3.1. Propiedades físico-químicas

Los resultados muestran que los tratamientos con acolchado (CC) muestran una fertilidad química superior a los de sin acolchado (SC), pues reportan valores más altos de C Orgánico, N

total y de P, Ca, K y Mg. La relación C/N se mantiene muy estable en los tratamientos sin acolchado, mientras que en el bloque con acolchado es ligeramente superior, lo que puede estar producido por el aporte del mulching. La aplicación del tratamiento de compost (C) y su combinación con té de compost (C+T) incrementan consistentemente el % de C orgánico, P, Ca y K en condiciones de con y sin acolchado. Por otra parte, la densidad aparente se mantiene en rangos óptimos para el cultivo hortícola (1.05 - 1.21 g cm^{-3}), lo que indica suelos bien estructurados. Los valores son moderados (< 600 kPa), pero curiosamente, el tratamiento SC-C+T muestra el suelo más blando, mientras que, en condiciones de acolchado, las enmiendas combinadas tienden a elevar levemente la resistencia a la penetración, manteniéndose aun así en niveles que no limitan el crecimiento radicular.

Tabla 1. Parámetros físicoquímicos del suelo de los tratamientos considerados.

	SC-CTR	SC-C	SC-T	SC-C+T	CC-CTR	CC-C	CC-T	CC-C+T
pH	7,15 ± 0,08ab	7,14 ± 0,04ab	7,25 ± 0,02ab	7,23 ± 0,08ab	7,14 ± 0,04ab	7,35 ± 0,01a	7,02 ± 0,13b	7,25 ± 0,04ab
% C orgánico	2.61 ± 0.21a	2.92 ± 0.49a	2.74 ± 0.11a	3.13 ± 0.29a	4.18 ± 0.64a	4.19 ± 0.61a	3.87 ± 0.23a	4.34 ± 0.37a
% N	0.23 ± 0.02a	0.27 ± 0.04a	0.25 ± 0.01a	0.29 ± 0.03a	0.35 ± 0.05a	0.36 ± 0.05a	0.31 ± 0.02a	0.34 ± 0.03a
C/N	11.10 ± 0.13cde	10.92 ± 0.19e	11.02 ± 0.07de	10.76 ± 0.04e	11.88 ± 0.22abc	11.68 ± 0.04bcd	12.37 ± 0.33ab	12.58 ± 0.08a
P (ppm)	70.29 ± 2.05a	83.65 ± 8.03a	92.10 ± 4.56a	96.07 ± 3.47a	113.45 ± 6.71a	115.89 ± 9.72a	101.25 ± 4.94a	123.15 ± 7.54a
Ca (ppm)	2596.24±16 0.52b	3056.34±3 18.13ab	3088.12±6 5.24ab	3331.33±18 7.21ab	3682.70±21 1.61ab	3826.21 ± 423.81a	3201.34±24 1.08ab	3767.51±2 23.65a
K (ppm)	128.56 ± 5.93b	146.12 ± 6.21b	201.40 ± 8.02b	212.55 ± 5.85b	397.98 ± 28.77a	460.87 ± 41.25a	363.07 ± 49.03a	461.87 ± 31.43a
Mg (ppm)	240.93 ± 14.45b	276.87 ± 22.98ab	278.00 ± 11.26ab	304.80 ± 13.57ab	315.34 ± 19.64ab	344.67 ± 34.68a	266.14 ± 24.76ab	323.00 ± 22.25ab
Compactación (kPa)	487,70 ± 57,40a	504,10 ± 58,36a	558,36 ± 69,98a	418,40 ± 29,74a	454,73 ± 53,72a	549,30 ± 61,07a	567,55 ± 88,37a	595,50 ± 69,48a
Da ($g \cdot cm^{-3}$)	1,14 ± 0,05ab	1,05 ± 0,01b	1,21 ± 0,01a	1,09 ± 0,02ab	1,07 ± 0,04b	1,07 ± 0,01b	1,10 ± 0,00ab	1,07 ± 0,01b

Los resultados están expresados como la media ± error estándar. Letras diferentes en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p<0.05$) de acuerdo al test HSD de Tukey.

3.2. Actividades enzimáticas del suelo

Las actividades enzimáticas reflejan el potencial metabólico microbiano y se ha propuesto como indicador temprano de cambios en la calidad del suelo en los agroecosistemas (Bowles et al., 2014). En la Figura 2 se observa que las actividades enzimáticas estudiadas, de forma general, aumentaron bajo condiciones de acolchado, lo que indica que la cubierta vegetal estimula el potencial bioquímico del suelo.

3.3. Especies microbianas

Los resultados exploratorios revelan un mayor número de especies microbianas en los tratamientos con compost (C) y compost + té de compost (C+T) en comparación con el control, con y sin acolchado. Además, para un mismo tratamiento, las condiciones CC mostraron un mayor número de especies detectadas que las condiciones SC (excepto en el control). Se identificó un microbioma central (*core microbiome*) en todos los tratamientos, el cual representa la estructura microbiana estable del suelo. Cabe destacar que las especies exclusivas observadas bajo tratamientos específicos resaltan un reclutamiento microbiano único que merece una mayor exploración funcional.

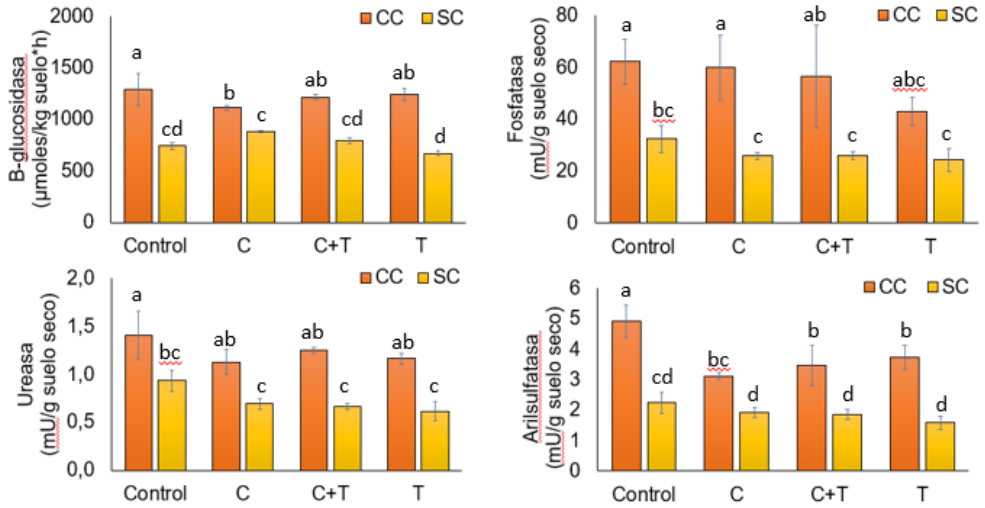


Figura 2. Actividades enzimáticas β-glucosidasa, fosfatasa, ureasa y arilsulfatasa en los distintos tratamientos estudiados. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p<0.05) de acuerdo al test HSD de Tukey.

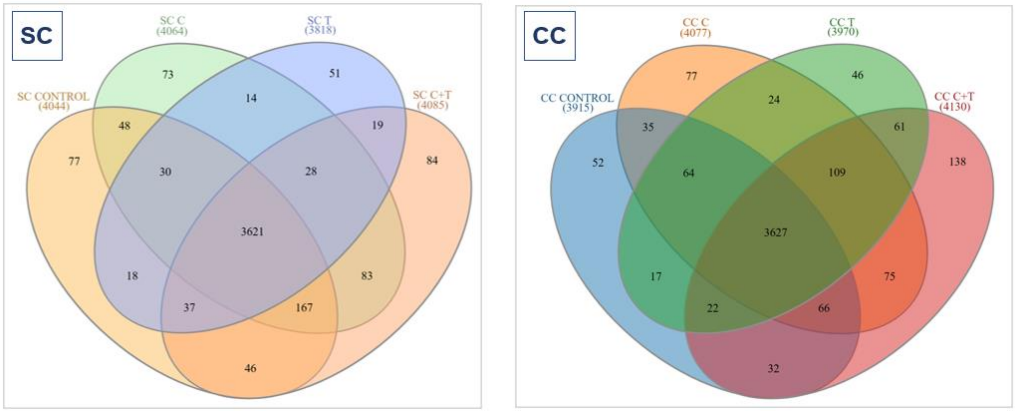


Figura 3. Especies microbianas en los distintos tratamientos estudiados.

4. Conclusiones

Este trabajo demuestra el impacto de las enmiendas orgánicas y el acolchado en la salud del suelo. No obstante, se requiere de los resultados de la campaña 2026 para poder constatar las tendencias observadas.

5. Bibliografía

Bowles T.M., Acosta-Martínez V., Calderón F., Jackson L.E., 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. Soil Biol. Biochem. 68, 252-262.

De Corato U., 2020. Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. Sci. Total Environ. 738, 139840.

Kopittke P.M., Menzies NW., Wang P., McKenna B.A., Lombi E., 2019. Soil and the intensification of agriculture for global food security. Environ. Int. 132, 105078.

Rossi G., Beni C., Neri U., 2024. Organic Mulching: A Sustainable Technique to Improve Soil Quality. Sustainability 16, 10261

.

6. Agradecimientos

Proyecto realizado con la Beca Leonardo de Investigación Científica y Creación Cultural 2024 de la Fundación BBVA. La Fundación no se responsabiliza de las opiniones, comentarios y contenidos incluidos en el proyecto y/o los resultados obtenidos del mismo, los cuales son total y absoluta responsabilidad de sus autores.

INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE COMPOST-TÉ DE COMPOST Y ASTILLAS DE RESIDUOS DE JARDINERÍA EN HUERTOS ECOLÓGICOS URBANOS

Pilar Benito-Verdugo[1], Ana Isabel González-Hernández[1], Javier Plaza[1], María Ángeles Gómez-Sánchez[1], Rodrigo Pérez-Sánchez[1], María Remedios Morales-Corts[1]

[1]Área de Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, CEADIR, Universidad de Salamanca, 37007, Salamanca.

Correo electrónico: pilarBV@usal.es

Resumen: El compost y el té de compost son enmiendas orgánicas de gran valor agronómico para la producción vegetal. En este estudio se evaluó el efecto de estas estrategias de fertilización, aplicadas de forma individual y combinada, bajo manejo con y sin cubierta de astillas de residuos de jardinería, en cultivos de lechuga, cebolla y tomate durante dos campañas en un huerto ecológico urbano de Salamanca. Los resultados mostraron que la cubierta penalizó el rendimiento de la lechuga y la cebolla, mientras que el tomate mantuvo un rendimiento estable. Los tratamientos orgánicos promovieron una mejora generalizada de la productividad y la calidad del fruto. Las estrategias de manejo con cubierta de astillas deben adaptarse a las características de cada cultivo, siendo clave el uso de enmiendas orgánicas para optimizar el rendimiento y la calidad.

Palabras clave: economía circular; agricultura ecológica; horticultura urbana; fertilización orgánica; cubierta vegetal.

1. Introducción

En el marco de la economía circular, la valorización de biorresiduos urbanos en agricultura ecológica permite su reincorporación como materia orgánica al suelo, reduciendo el impacto ambiental asociado (Manríquez-Altamirano y col., 2020). En este escenario, los huertos urbanos se consolidan como espacios estratégicos para la aplicación de dichos principios, favoreciendo sistemas de cultivo eficientes y resilientes, donde la fertilización orgánica resulta clave para mantener la productividad y la salud del suelo (Xing y col., 2025). El uso de compost es una práctica reconocida para mejorar la estructura y fertilidad del suelo a largo plazo (Wang y col., 2022). Además, existe un interés creciente por optimizar su uso mediante la aplicación de té de compost, un extracto orgánico con potencial bioestimulante y de alto valor para el manejo sostenible de los cultivos (González-Hernández y col., 2022), así como el empleo de cubiertas vegetales, orientadas a conservar la humedad y controlar las adventicias. La interacción entre estas técnicas y su efectividad según la especie es un área de estudio necesaria para mejorar el manejo técnico en sistemas hortícolas urbanos.

Bajo estas premisas, el objetivo de este trabajo es evaluar la influencia de la aplicación de compost, té de compost y su combinación sobre el crecimiento y rendimiento de tres cultivos hortícolas representativos en un huerto ecológico urbano. Asimismo, se analiza el efecto de la cubierta vegetal de astillas de residuos de jardinería para identificar las estrategias de manejo más eficaces en sistemas de horticultura urbana ecológica.

2. Material y Métodos

El estudio se desarrolló durante dos campañas (2024 y 2025) en un huerto ecológico urbano de 154 m² en Salamanca (España). Se realizaron análisis físico-químicos previos del suelo (textura

franco-arenosa, pH: 7.54, M.O.: 6.29 %), del compost (procedente de residuos de jardinería estabilizados mediante compostaje aerobio controlado) y del té de compost (obtenido mediante extracción acuosa aireada a partir de compost maduro). Se evaluaron tres especies hortícolas: tomate (*Solanum lycopersicum* L.) var. Bella Rosa, lechuga (*Lactuca sativa* L.) var. Maravilla de verano y cebolla (*Allium cepa* L.) var. Dulce Fuentes. El diseño experimental consistió en dos bloques de 56 m² (4 × 14 m), divididos en ocho parcelas de 7 m² (2 × 3.5 m). En cada bloque, cuatro parcelas se manejaron con cubierta vegetal de restos de poda de 7 cm de espesor (CCb) y cuatro permanecieron sin cubierta (SCb). Para atraer fauna auxiliar, se instalaron tres bandas de biodiversidad de 14 m² en los márgenes e intercaladas entre bloques, utilizando especies aromáticas y auxiliares: romero, tomillo limonero, menta, lavanda y salvia.

Los tratamientos evaluados fueron: i) control sin fertilización orgánica (Ctr), ii) compost (C), iii) té de compost (T) y iv) compost + té de compost (C+T). El compost se aplicó una única vez antes de la implantación de los cultivos a una dosis de 1 kg/m², incorporándose superficialmente mediante rastrillado. El té de compost se aplicó a razón de 1 L de té puro por parcela, diluido en agua en proporción 1:5 y aplicado mediante pulverización con mochila en tres aplicaciones: una al suelo presiembra o trasplante y dos foliares durante el ciclo. El suelo se preparó mediante pase de rotavator y posteriormente se instaló el riego por goteo. Los marcos de plantación fueron de 20 × 25 cm (dos líneas al tresbolillo) para cebolla, 30 cm entre plantas para lechuga, y 50 × 40 cm (dos líneas al tresbolillo) para tomate. Durante la campaña se realizaron labores de manejo ecológico (escardas manuales, entutorado) y control fitosanitario mediante trampas cromáticas y de feromonas.

Finalmente, *se* determinaron parámetros productivos y de calidad. En tomate: número de frutos, peso fresco, rendimiento, sólidos solubles totales (°Brix) y acidez. En cebolla: peso fresco del bulbo, diámetro, firmeza y rendimiento. En lechuga: anchura de planta, longitud y peso de raíz, contenido relativo de clorofila (SPAD) y rendimiento. Los datos de ambas campañas se sometieron a análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias mediante el test HSD de Tukey ($p < 0.05$).

3. Resultados y Discusión

3.1. Lechuga

El uso de la cubierta vegetal afectó a la mayoría de los parámetros agronómicos y productivos de la lechuga, registrándose diferencias significativas ($p < 0.01$) en la anchura de la planta, el peso fresco de la raíz y el rendimiento (Tabla 1).

En condiciones sin cubierta vegetal se obtuvieron los máximos productivos, destacando los tratamientos C y C+T con un incremento del 52 y 42 % respecto al control, seguido del tratamiento T. Por el contrario, la cubierta de astillas afectó negativamente a su desarrollo, induciendo un descenso generalizado del rendimiento. Estos resultados son consistentes con lo descrito por Hefner y col. (2024), quienes reportaron menores rendimientos en lechuga bajo cubierta vegetal. Si bien las cubiertas evitan la lixiviación del nitrógeno mineral hacia capas subsuperficiales, alteran la disponibilidad inmediata de nutrientes en el horizonte superficial. Este descenso se asocia a que la elevada relación C/N de las astillas induce una inmovilización temporal del nitrógeno por parte de la microbiota del suelo, la cual compite directamente con las raíces por este recurso limitante y penaliza el desarrollo del cultivo (Li y col., 2026).

3.2. Cebolla

En línea con los resultados de la lechuga, el cultivo de cebolla se vio afectado por la presencia de cubierta vegetal, registrando una reducción significativa ($p < 0.01$) en peso fresco del bulbo, diámetro y firmeza del bulbo, así como en el rendimiento (Tabla 2). En condiciones sin cubierta se obtuvieron los máximos productivos, destacando el tratamiento C y C+T. Este comportamiento refleja el impacto de las enmiendas orgánicas en la productividad del cultivo. La marcada reducción de los parámetros bajo la cubierta de astillas responde a los mismos factores de competencia

microbiana e inmovilización de nutrientes en el horizonte superficial, descritos previamente para el cultivo de la lechuga (Li y col., 2026).

Tabla 1. Parámetros de la lechuga (datos de ambas campañas; media ± desviación estándar).

Cb	Tr	AP (cm) n=176	LR (cm) n=192	PFR (g) n=192	R (g/m^2) n=192	CCI (SPAD) n=192
SCb	Ctr	19.89 ± 4.66b	10.63 ± 1.73b	15.31 ± 6.96b	5470.24 ± 3914.67b	32.63 ± 4.67
	C	23.48 ± 4.02a	12.41 ± 2.24a	21.55 ± 8.24a	8313.53 ± 3381.91a	34.34 ± 5.70
	C + T	22.18 ± 4.38ab	12.18 ± 2.50ab	19.52 ± 6.66ab	7769.28 ± 2480.35a	34.00 ± 4.63
	T	22.73 ± 4.43ab	12.86 ± 2.19a	22.19 ± 12.81ab	7756.21 ± 4679.78ab	36.57 ± 4.64
Significación		*	**	*	**	NS
CCb	Ctr	16.89 ± 3.92	11.62 ± 2.17	10.26 ± 5.79	4461.07 ± 4232.85	34.86 ± 4.12a
	C	15.09 ± 2.70	11.21 ± 1.80	8.87 ± 2.75	3653.63 ± 2251.92	32.53 ± 4.49ab
	C + T	16.45 ± 5.80	10.54 ± 2.22	9.83 ± 6.11	3475.13 ± 2131.85	31.07 ± 5.49b
	T	17.82 ± 5.48	11.68 ± 2.71	11.44 ± 6.92	4229.33 ± 3678.09	35.13 ± 5.55a
Significación		NS	NS	NS	NS	*
Tr		NS	NS	NS	NS	*
Cb		**	*	**	**	NS
Tr x Cb		*	*	NS	NS	NS

a,b Letras diferentes en la misma columna para cada tipo de cubierta indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), según el Test HSD de Tukey. Cb: cubierta; Tr: tratamiento; SCb: sin cubierta; CCb: con cubierta; AP: anchura de la planta; LR: longitud de la raíz; PFR: peso fresco de la raíz; R: rendimiento; CCl: contenido en clorofila. NS, * o **: no significativo o significativo para $p < 0.05$ o 0.01, respectivamente.

Tabla 2. Parámetros de la cebolla (datos de ambas campañas; media ± desviación estándar).

Cb	Tr	PFB (g) n=192	DB (cm) n=192	FB (kg) n=192	R (g/m^2) n=192
SCb	Ctr	261.38 ± 167.04b	73.61 ± 19.48b	10.25 ± 1.91	9148.13 ± 5846.37b
	C	444.13 ± 183.93a	90.70 ± 17.26a	11.02 ± 1.87	15544.38 ± 6437.43a
	C + T	413.08 ± 159.47a	89.20 ± 15.17a	11.22 ± 1.84	14457.92 ± 5581.41a
	T	265.67 ± 109.63b	75.00 ± 12.64b	10.10 ± 1.97	9298.33 ± 3836.96b
Significación		**	**	NS	**
CCb	Ctr	189.58 ± 119.76	63.95 ± 16.16	9.33 ± 1.43	6635.42 ± 4191.75
	C	177.88 ± 102.97	60.17 ± 18.19	9.57 ± 2.02	6225.63 ± 3604.07
	C + T	126.50 ± 92.46	51.74 ± 15.66	8.97 ± 2.17	4427.50 ± 3236.24
	T	147.38 ± 122.13	55.11 ± 16.74	8.76 ± 1.57	5158.13 ± 4274.67
Significación		NS	NS	NS	NS
Tr		*	*	NS	*
Cb		**	**	**	**
Tr x Cb		**	**	NS	**

a,b Letras diferentes en la misma columna para cada tipo de cubierta indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), según el Test HSD de Tukey. Cb: cubierta; Tr: tratamiento; SCb: sin cubierta; CCb: con cubierta; PFB: peso fresco del bulbo; DB: diámetro del bulbo; FB: firmeza del bulbo; R: Rendimiento. NS, * o **: no significativo o significativo para $p < 0.05$ o 0.01, respectivamente.

3.3. Tomate

El cultivo de tomate, a diferencia de la tendencia observada en la lechuga y la cebolla, no mostró reducciones de rendimiento debido a la presencia de la cubierta de astillas (Tabla 3), manteniendo una estabilidad productiva que se atribuye a su sistema radicular profundo. Por su parte, las estrategias de fertilización orgánica promovieron una tendencia general al aumento de los sólidos solubles (ºBrix) frente al control. En condiciones sin cubierta, esta mejora fue liderada por las aplicaciones de C+T (5.18 ºBrix) y T (5.15 ºBrix), mientras que bajo la cubierta de astillas los frutos de las plantas tratadas con el tratamiento de C mostraron el valor más alto (4.99 ºBrix).

Tabla 3. Parámetros del tomate (datos de ambas campañas; media ± desviación estándar).

Cb	Tr	NF n=144	PF (g/planta) n=144	R (g/m^2) n=144	CA (ºBrix) n=64	Ac ($g_{ácido\ cítrico}$/ml) n=64
SCb	Ctr	9.89 ± 7.47	1705.11 ± 1501.56	8525.56 ± 7507.79	4.00 ± 0.88b	4.43 ± 0.54
	C	11.72 ± 5.34	1928.78 ± 959.75	9643.89 ± 4798.76	4.92 ± 0.85ab	5.15 ± 1.13
	C + T	10.50 ± 5.03	1844.51 ± 936.13	9222.56 ± 4680.63	5.18 ± 0.73a	4.66 ± 0.84
	T	9.28 ± 7.20	1770.69 ± 1711.46	8853.47 ± 8557.32	5.15 ± 0.89a	4.45 ± 0.73
Significación		NS	NS	NS	*	NS
CCb	Ctr	13.11 ± 9.57	2131.75 ± 1769.25	10658.73 ± 8846.25	4.28 ± 0.36b	4.46 ± 1.09
	C	13.28 ± 7.89	2281.54 ± 1577.24	11407.68 ± 7886.22	4.99 ± 0.26a	3.74 ± 0.56
	C + T	9.89 ± 9.31	1810.38 ± 1861.38	9051.90 ± 9306.91	4.20 ± 0.39b	3.84 ± 0.73
	T	12.61 ± 10.77	1919.32 ± 1845.92	9596.59 ± 9229.58	4.35 ± 0.33b	4.66 ± 1.05
Significación		NS	NS	NS	**	NS
Tr		NS	NS	NS	**	NS
Cb		NS	NS	NS	*	*
Tr x Cb		NS	NS	NS	*	*

a, b Letras diferentes en la misma columna para cada tipo de cubierta indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), según el Test HSD de Tukey. Cb: cubierta; Tr: tratamiento; SCb: sin cubierta; CCb: con cubierta; NF: número de frutos; PF: peso fresco; R: Rendimiento; CA: contenido en azúcares; Ac: acidez. NS, * o **: no significativo o significativo para $p < 0.05$ o 0.01, respectivamente.

4. Conclusiones

Bajo el diseño experimental de este estudio, la cubierta de astillas resulta agronómicamente desfavorable para los cultivos de lechuga y cebolla. Para ambas especies, la aplicación de C y C+T en condiciones sin cubierta vegetal constituye la estrategia óptima de productividad. Por el contrario, el tomate mantiene su estabilidad productiva bajo cubierta vegetal. Asimismo, la fertilización orgánica promueve una tendencia al aumento de los sólidos solubles (ºBrix) en tomate frente al control, destacando las aplicaciones de C+T y T sin cubierta vegetal, mientras que con cubierta los efectos son marcados en el tratamiento con C. El diseño de estrategias con cubierta de astillas debe ligarse al ciclo y arquitectura radicular de cada cultivo, siendo clave coordinar las enmiendas orgánicas según la presencia de cubierta para optimizar rendimiento y calidad.

5. Bibliografía

González-Hernández A.I., Pérez-Sánchez R., Plaza J., Morales-Corts M.R., 2022. Compost tea as a sustainable alternative to promote plant growth and resistance against *Rhizoctonia solani* in potato plants. *Sci.* Hortic. 300, 111090.

Hefner M., Gebremikael M.T., Kristensen H.L., 2024. Soil microbial activity improved while intensifying vegetable production by use of plant-based fertilisers, cover crops and reduced tillage. *Pedobiologia* 102, 150926.

Li R., Cui W., Zhang M., Qi Z., Zhou W., 2026. Nitrogen Immobilization in Organic Media: A Double-Edged Sword Affecting the Utilization of Green Waste as Growing Media. *Plants 15(9)*, 1298.

Manríquez-Altamirano A., Sierra-Pérez J., Muñoz P., Gabarrell X., 2020. Analysis of urban agriculture solid waste in the frame of circular economy: Case study of tomato crop in integrated rooftop greenhouse. *Sci. Total Environ*. 734, 139375.

Wang D., Lin J.Y., Sayre J.M., Schmidt R., Fonte S.J., Rodrigues J.L.M., Scow K.M., 2022. Compost amendment maintains soil structure and carbon storage by increasing available carbon and microbial biomass in agricultural soil – A six-year field study. *Geoderma* 427, 116117.

Xing Y., Xie Y., Wang X., 2025. Enhancing soil health through balanced fertilization: a pathway to sustainable agriculture and food security. *Front. Microbiol*. 16, 1536524.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Unión Europea a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) en el marco del programa Interreg España-Portugal (POCTEP), bajo el proyecto FRONTEIRA HUELLA ZERO_2030: por uma frontera sustentável.

EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN ORGÁNICA Y EL RIEGO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN UN OLIVAR SUPERINTENSIVO MEDITERRÁNEO

Laura L. de Sosa[1], Paula Madejón[1,3], Alfonso Moriana[2,3], Marta Sánchez-Piñero[2] Engracia Madejón[1,3]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC) Av. Reina Mercedes 10 41012 Sevilla
[2]Departamento de Agronomía, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA), Universidad de Sevilla, Sevilla, España
[3]Unidad Asociada al CSIC de Uso Sostenible del Suelo y el Agua en la Agricultura (US-IRNAS).

Correo electrónico: emadejon@irnase.csic.es

Resumen: El olivar superintensivo mediterráneo requiere estrategias de manejo que mejoren la eficiencia del agua y reduzcan la dependencia de fertilizantes minerales sin comprometer la calidad del suelo. Este trabajo evaluó el efecto combinado de tres regímenes de riego (supervivencia, deficitario controlado y completo) y dos estrategias de fertilización (mineral y orgánica mediante compost) en una parcela joven de olivar cv. Manzanilla en seto. Se analizaron indicadores químicos y bioquímicos del suelo, incluyendo nitratos, carbono hidrosoluble y conductividad eléctrica hasta 40 cm de profundidad, así como pH, materia orgánica, N total, P y K disponibles y las actividades enzimáticas deshidrogenasa y ureasa en la capa superficial. La fertilización mineral favoreció mayores concentraciones de nitrato y una mayor redistribución vertical bajo los riegos más elevados, lo que sugiere mayor riesgo potencial de lixiviación. Por otra parte, la fertilización orgánica incrementó la materia orgánica, el N total, el P disponible y las actividades enzimáticas, evidenciando una mejora de la fertilidad y de la funcionalidad biológica del suelo. El riego influyó principalmente en la movilidad de nitratos y sales, mientras que los indicadores de fertilidad superficial respondieron sobre todo al aporte de compost. Los resultados confirman que la fertilización orgánica, integrada con una gestión adecuada del riego, constituye una herramienta prometedora para aumentar la sostenibilidad del olivar superintensivo en condiciones mediterráneas.

Palabras clave: compost; riego deficitario; actividad enzimática; nitratos; olivar en seto.

1. Introducción

El olivar es uno de los cultivos más representativos de la cuenca mediterránea por su relevancia económica, territorial y ambiental. En España, su modernización ha dado lugar a sistemas de alta densidad que permiten una elevada mecanización y eficiencia productiva, pero que también incrementan la exigencia de agua y fertilizantes. En estos sistemas, el mantenimiento de la calidad del suelo resulta esencial para sostener la productividad a largo plazo, especialmente en escenarios de cambio climático caracterizados por sequía estival, aumento de temperaturas e irregularidad de las precipitaciones. La intensificación puede aumentar la dependencia de fertilizantes minerales y favorecer procesos de degradación del suelo si no se aplican estrategias de manejo sostenibles (Morgado y col., 2022). Entre los principales riesgos destacan la salinización, la pérdida de materia orgánica y la lixiviación de nitratos. En riego localizado, la movilidad de nutrientes y sales se concentra en el bulbo húmedo, por lo que la combinación entre dosis de agua, fertilización y calidad del suelo condiciona la eficiencia agronómica y el impacto ambiental del sistema. El uso de enmiendas orgánicas procedentes de subproductos es una alternativa de interés en el marco de la economía circular. Estos materiales aportan C y nutrientes, favorecen la estructura del suelo, aumentan la capacidad de retención de agua y pueden estimular la actividad microbiana.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con compost frente a la fertilización mineral, bajo tres regímenes de riego, sobre la movilidad de nitratos, sales y carbono hidrosoluble en el perfil del suelo y sobre indicadores físico-químicos y bioquímicos de calidad en la capa superficial de un olivar superintensivo mediterráneo.

2. Material y Métodos

El ensayo se desarrolló en la finca experimental "La Hampa" del IRNAS-CSIC (Coria del Río, Sevilla), en un suelo clasificado como Cambisol cálcico, de textura franco-arcillo-arenosa, fertilidad media-baja y bajo contenido inicial de materia orgánica. La parcela experimental corresponde a una plantación joven de olivar cv. Manzanilla establecida en 2018 en sistema superintensivo en seto, una densidad aproximada de 1.666 árboles ha^{-1}. El diseño experimental consta de 18 parcelas y dos factores principales: régimen de riego y tipo de fertilización. Se compararon tres tratamientos de riego: riego completo (CONTROL; 340mm), sin estrés hídrico; riego deficitario controlado (RDC; 200 mm), con estrés moderado; y riego de supervivencia (SUP;180mm), asociado a estrés hídrico severo. El riego se aplicó por goteo, con una línea por hilera y tres emisores por planta, y se ajustó mediante indicadores dendrométricos.

La fertilización orgánica consistió en la aplicación sucesiva de compost de alperujo, compost de biosólidos y bioestabilizado de residuos sólidos urbanos entre 2021 y 2025 (Tabla 1). La fertilización mineral se realizó mediante fertirriego con fertilizantes inorgánicos. El muestreo de suelo se realizó a tres profundidades: 0-10 cm, 10-25 cm y 25-40 cm en noviembre de 2025. Se tomaron submuestras por parcela para obtener muestras compuestas, que fueron tamizadas y conservadas según el análisis posterior. Se determinaron pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono hidrosoluble, nitrógeno total, nitratos, fósforo disponible (método Olsen) y potasio disponible. Las actividades deshidrogenasa y ureasa se analizaron en suelo fresco. El efecto de los tratamientos se evaluó mediante ANOVA, considerando riego, fertilización y su interacción; cuando existieron diferencias significativas se aplicaron comparaciones de medias ($p < 0,05$).

Tabla 1. Caracterización de los compost aplicados en las distintas campañas desde el inicio del experimento

	Compost de alperujo	Compost de Biosolidos	Bioestabilizado RSU
pH	8,56 ± 0.09	7,99 ± 0.05	8,44 ± 0.003
CE (mS cm)	2,09 ± 0.09	13,2 ± 0.98	1,72 ± 0.85
Humedad(%)	21,8 ± 2.11	24,1 ± 1,50	2,63 ± 0,02
C (%)	27,4 ± 2.52	13,5± 0,05	34,0 ± 1,18
N (%)	1,58 ± 0.27	1,68 ± 0.37	2,45 ± 0,08
P_2O_5 (%)	1,26 ± 0.07	3,46 ± 0.21	2,11 ± 0,21
K_2O(%)	1,91 ± 0.13	3,86 ± 0.16	1,06 ± 0,16
Ca (%)	4,74 ± 0.06	11,4 ± 0.12	6,45 ± 0.02
Mg (%)	1,12 ± 0.11	1,92 ± 0.09	0,96 ± 0.04
Fe (g kg^{-1})	5,42 ± 0,94	31,2 ± 1,61	0,94 ± 0,05
Mn (mg kg^{-1})	332 ± 34,9	552 ± 10,3	276 ± 3,40
Cu (mg kg^{-1})	69,5 ± 7,83	191 ± 12,3	156 ± 5,10
Zn (mg kg^{-1})	301 ± 21,3	602 ± 21,4	549 ± 38,4
Cd (mg kg^{-1})	0,09 ± 0,03	2,01 ± 0,12	8,79 ± 1,47
Cr (mg kg^{-1})	38,6 ± 2,65	72,3 ± 3,16	20,3 ± 3,67
Ni (mg kg^{-1})	19,0 ± 1,06	32,6 ± 1,96	22,4± 1,95
Pb (mg kg^{-1})	5,47 ± 0,64	69,9 ± 5,27	56,7 ± 3,21
As (mg kg^{-1})	>0,5	nd	>0,5

3. Resultados y Discusión

La concentración de nitratos mostró una elevada variabilidad espacial, pero en términos generales fue superior en los tratamientos minerales y en los riegos con mayor aporte de agua (Figura 1). La alta movilidad del nitrato provocó que se desplazara con el flujo hídrico acumulándose en capas más profundas cuando el riego es más intenso. En cambio, la fertilización orgánica

presentó concentraciones más bajas, coherentes con una liberación gradual del nitrógeno a través de la mineralización microbiana del compost (Brady y Weil, 2017) (Figura 1a).

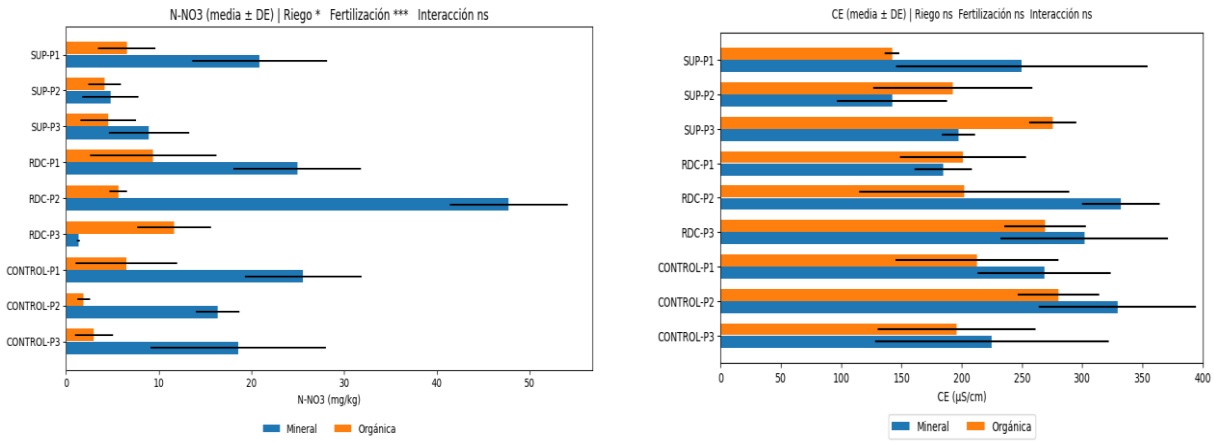


Figura 1. Valores medios y DE de nitrato (mg/kg) (a) y de conductividad eléctrica (µS cm^{-1}) (b) para los tres tratamientos de riego (SUP, RDC y CONTROL) y los dos de fertilización (mineral y orgánico) a las tres profundidades estudiadas (P1: 0-10 cm; P2:10-25 cm; P3:25-40 cm).

El carbono hidrosoluble, considerado una fracción lábil del carbono orgánico y una fuente inmediata de energía para la microbiota, alcanzó valores similares o superiores bajo fertilización orgánica, especialmente en la capa superficial (datos no mostrados). Aunque esta fracción puede desplazarse en el perfil, su distribución estuvo menos condicionada por el volumen de agua debido a su rápida utilización microbiana y a su posible adsorción en la matriz del suelo (Lal, 2015). El aumento del carbono hidrosoluble bajo compost es un indicador positivo de mejora funcional del suelo. La conductividad eléctrica presentó valores moderados y, en general, sin riesgo agronómico para el olivo (Figura 1b). Sin embargo, los tratamientos con fertilización mineral mostraron valores superiores. El riego CONTROL favoreció la redistribución de sales hacia capas más profundas, mientras que el riego de supervivencia limitó el lavado vertical. Aun así, los valores observados no evidenciaron acumulaciones preocupantes de sales, lo que subraya la importancia de ajustar riego y fertilización para prevenir salinización a largo plazo (Havlin y col., 2014).

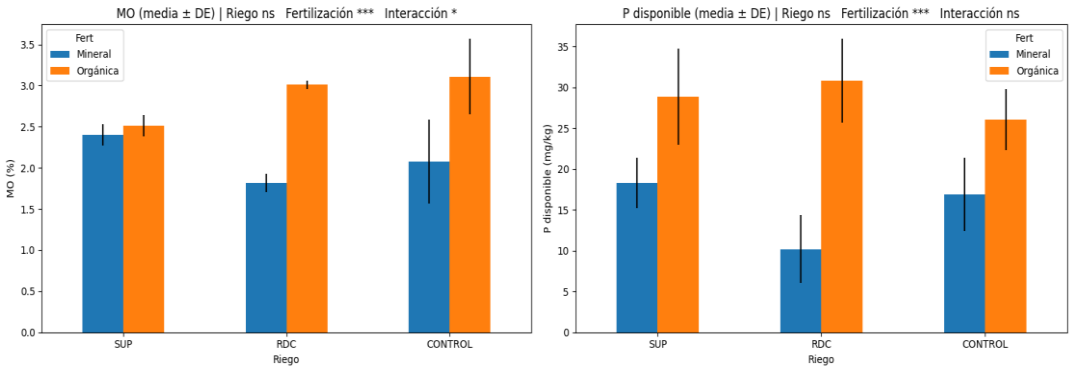


Figura 2. Valores medios y DE de materia orgánica (a) (%) y de fósforo disponible (mg kg^{-1}) para los tres tratamientos de riego (SUP, RDC y CONTROL) y los dos de fertilización (mineral y orgánico) a 0-10 cm de profundidad

En la capa superficial, la fertilización orgánica incrementó de forma significativa los contenidos de materia orgánica (Figura 2a). Este efecto fue especialmente relevante ya que el suelo presentaba bajo contenido de materia orgánica, típico de muchos olivares mediterráneos intensivos. El aumento de materia orgánica implica mejoras potenciales en estructura y retención de agua. El N total se concentró principalmente en superficie con baja movilidad vertical, ya que se encuentra mayoritariamente asociado a formas orgánicas (datos no mostrados).

El pH se mantuvo en un intervalo ligeramente alcalino, sin variaciones relevantes atribuibles a ninguno de los factores (datos no mostrados). El P disponible aumentó significativamente con la fertilización orgánica en todos los riegos, debido al aporte directo de P por los compost y a su liberación progresiva (Figura 2b). Además, la materia orgánica puede reducir la fijación de P y mejorar su disponibilidad. El K disponible también mostró valores adecuados especialmente en los tratamientos con compost, probablemente por el aporte de K y la mejora de la capacidad de retención del suelo (datos no mostrados).

Las actividades deshidrogenasa y ureasa respondieron positivamente a la fertilización orgánica, mientras que el efecto del riego no fue significativo (datos no mostrados). La mayor actividad enzimática indica una mayor actividad microbiana global en los suelos con compost resultado refrendado por numerosos autores (Madejón y col., 2016).

4. Conclusiones

La fertilización mineral aumentó la concentración de nitratos y la movilidad vertical bajo los riegos más elevados, lo que puede incrementar el riesgo de lixiviación. El compost, en cambio, generó una dinámica más gradual del nitrógeno y redujo los picos de concentración en el suelo.

El régimen de riego influyó principalmente en la redistribución de compuestos móviles, como nitratos y sales. El aporte de compost mejoró los principales indicadores de fertilidad superficial, aumentando la materia orgánica y nutrientes. Estos efectos son relevantes para suelos mediterráneos de baja fertilidad y contribuyen a mejorar la resiliencia del sistema frente al estrés hídrico. Las actividades enzimáticas aumentaron con la fertilización orgánica, evidenciando una mayor actividad microbiana y una mejora de la capacidad funcional del suelo.

La combinación de fertilización orgánica mediante compost y una gestión eficiente del riego constituye una estrategia prometedora para mejorar la sostenibilidad del olivar superintensivo mediterráneo, al favorecer la fertilidad, la actividad biológica y la eficiencia del uso de recursos, reduciendo la dependencia de fertilizantes minerales.

5. Bibliografía

Brady N.C., Weil R.R., 2017. The Nature and Properties of Soils. 15th ed. Pearson, New York.

Havlin J.L., Tisdale S.L., Nelson W.L., Beaton J.D., 2014. Soil Fertility and Fertilizers. 8th ed. Pearson, Boston.

Lal R. 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability* 7, 5875-5895.

Madejón P., Alaejos J., García-Álbala J., Fernández M., Madejón, E. (2016) Three-year study of fast-growing trees in degraded soils amended with composts: Effects on soil fertility and productivity. *J. Environ. Manag.* 539, 401-409.

Morgado R., Ribeiro P. F., Santos J. L., Rego F., Beja P., Moreira F. 2022. Drivers of irrigated olive grove expansion in Mediterranean landscapes and associated biodiversity impacts. *Landsc. Urban Plan*. 225, 104429

6. Agradecimientos

El estudio se ha realizado el marco del Proyecto SENSOLIVE: (PLSQ_00162) financiado por Junta de Andalucía (Programa Plan Sequía Andalucía).

INFLUENCIA DE LAS CUBIERTAS VEGETALES EN LA DINÁMICA DEL COMPOST Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO EN SISTEMAS ECOLÓGICOS MEDITERRÁNEOS

Laura Lozano de Sosa[1], Carmen Navarro Fernández[1], Paula Madejón[1], Engracia Madejón[1]

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Seville, Spain

Correo electrónico: emadejon@irnase.csic.es

Resumen: El uso de cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas constituye una estrategia clave para mejorar la fertilidad y sostenibilidad de los suelos en agricultura ecológica. En este estudio se evaluó el efecto combinado del tipo de cubierta vegetal (espontánea vs. sembrada) y la aplicación de compost sobre las propiedades químicas y biológicas del suelo, considerando tanto el efecto inmediato tras su aplicación (2024) como su persistencia residual (2025). Los resultados mostraron un incremento significativo de la materia orgánica, los nutrientes disponibles y las fracciones lábiles de carbono durante el año de aplicación del compost, seguido de una disminución generalizada un año después, reflejando la atenuación de su efecto residual. Las cubiertas sembradas tendieron a conservar mejor estos efectos, manteniendo niveles relativamente más elevados de nutrientes y carbono que las cubiertas espontáneas. La actividad biológica del suelo estuvo principalmente condicionada por el tiempo. La actividad deshidrogenasa disminuyó entre años, indicando una reducción de la actividad microbiana tras el pulso inicial generado por el compost, mientras que otras actividades enzimáticas mostraron respuestas más variables. Los análisis de diversidad microbiana indicaron que el tiempo fue el principal factor que explicó los cambios en la diversidad alfa de bacterias, hongos y micorrizas. Asimismo, la diversidad beta estuvo significativamente influenciada por el tiempo y la aplicación de compost, mientras que el efecto del tipo de cubierta vegetal y las interacciones entre factores fue limitado. En conjunto, los resultados destacan la importancia de la dinámica temporal y de las enmiendas orgánicas como motores principales de la funcionalidad química y biológica del suelo en sistemas agrícolas ecológicos.

Palabras clave: Materia orgánica del suelo, Actividad enzimática, Dinámica de nutrientes, Efecto residual, Mineralización.

1. Introducción

Los olivares mediterráneos afrontan importantes desafíos relacionados con la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad, procesos que comprometen su productividad y sostenibilidad a largo plazo. En este contexto, la agricultura ecológica promueve estrategias de manejo orientadas a mejorar la fertilidad y el funcionamiento biológico del suelo mediante el reciclaje de materia orgánica y el fomento de procesos ecológicos (Gamage y col., 2023). Entre estas prácticas, la aplicación de compost y el uso de cubiertas vegetales han mostrado potencial para incrementar la disponibilidad de nutrientes, estimular la actividad microbiana y mejorar la calidad del suelo (Montiel-Rozas y col., 2018).

Sin embargo, existe todavía escasa información sobre los efectos combinados de ambas prácticas en cultivos perennes mediterráneos. Por ello, este estudio evaluó en condiciones de campo los efectos de la aplicación de compost elaborado a partir de residuos de una explotación ecológica y de diferentes estrategias de cubierta vegetal sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo, la actividad enzimática y las comunidades microbianas en un olivar ecológico. Se planteó la hipótesis de que estas prácticas favorecerían la recuperación

funcional y biológica del suelo, promoviendo una mayor actividad microbiana y diversidad de microorganismos beneficiosos.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El estudio se llevó a cabo en un olivar ecológico situado en Lora del Río (Sevilla, España), denominado Cortijo El Puerto, con una superficie aproximada de 220 ha dedicada principalmente al cultivo de *Olea europaea* ('Arbosana' y 'Arbequina'). La finca se gestiona bajo principios de agricultura ecológica, sin empleo de insumos químicos de síntesis.

Se aplicó compost en enero de 2024 a una dosis de 40 t ha^{-1}. El experimento siguió un diseño factorial con dos factores principales: aplicación de compost (con o sin compost) y tipo de cubierta vegetal (espontánea o sembrada). Se establecieron cuatro réplicas por tratamiento. Los muestreos de suelo se realizaron en junio de 2024 y mayo de 2025, recolectando muestras de la capa superficial (0–15 cm) en parcelas con características edáficas homogéneas. El suelo se clasificó como Typic Xerofluvent de textura franco-arenosa.

El compost se elaboró en la propia explotación a partir de alperujo, restos de poda y estiércol ovino en proporción 2:1:1. El proceso de compostaje incluyó fases mesófila, termófila y de maduración, manteniendo temperaturas entre 55 y 65 °C durante más de 15 días para garantizar su higienización. Se compararon dos estrategias de cubierta vegetal: (i) cubierta sembrada, compuesta por una mezcla de gramíneas, leguminosas y dicotiledóneas autóctonas adaptadas a sistemas mediterráneos, establecida en febrero de 2024; y (ii) cubierta espontánea, formada por la vegetación natural presente en la finca y mantenida sin intervención.

2.3 Análisis físico-químicos y enzimáticos

Se determinaron propiedades fisicoquímicas del suelo relacionadas con la fertilidad y disponibilidad de nutrientes, incluyendo pH, conductividad eléctrica, carbono soluble en agua, carbono y nitrógeno totales, nitrógeno mineral (NO_3^- y NH_4^+), fósforo disponible (método Olsen) y potasio disponible. Asimismo, se evaluó la actividad potencial de enzimas relacionadas con los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y fósforo, incluyendo β-glucosidasa, N-acetil-β-D-glucosaminidasa, fosfatasa ácida, leucina-aminopeptidasa, deshidrogenasa y ureasa, siguiendo metodologías previamente descritas (Trevors, 1984; Kandeler y Gerber, 1988; Domínguez et al., 2017).

2.4 Análisis de comunidades microbianas

La diversidad bacteriana, fúngica y de hongos micorrícicos arbusculares se evaluó mediante secuenciación masiva de las regiones 16S, ITS y 18S, respectivamente. Las secuencias fueron procesadas utilizando el paquete DADA2 para obtener variantes de secuencia de amplicones (ASVs) y asignar su taxonomía mediante las bases de datos SILVA, UNITE y PR2 (Callahan y col., 2016). La diversidad alfa se evaluó mediante riqueza de ASVs tras rarefacción, mientras que la diversidad beta se analizó mediante matrices de disimilitud Bray-Curtis y escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando el paquete *vegan* (Oksanen y col., 2025).

2.5 Análisis estadísticos

Los efectos del tiempo de muestreo, la aplicación de compost y el tipo de cubierta vegetal sobre las propiedades del suelo y las comunidades microbianas se evaluaron mediante análisis multivariantes basados en NMDS y PERMANOVA (999 permutaciones). Las variables individuales se analizaron mediante modelos lineales, ajustando los valores de p mediante el procedimiento de tasa de falsos descubrimientos (FDR). Las relaciones entre variables

edáficas, actividades enzimáticas y composición microbiana se exploraron mediante análisis de ajuste ambiental (envfit) (Oksanen y col., 2025).

3. Resultados y Discusión

El tiempo fue el principal factor que explicó la variación observada en las propiedades del suelo, la actividad enzimática y las comunidades microbianas (Figura 1). El análisis multivariante de las variables fisicoquímicas mostró una clara separación entre los muestreos a corto y medio plazo (PERMANOVA, $R^2 = 0.38$, $p = 0.001$), asociada principalmente a la disminución de carbono soluble, fósforo y potasio disponibles, $N\text{-}NH_4^+$ y conductividad eléctrica. Estos resultados sugieren una reducción progresiva de la disponibilidad de recursos fácilmente asimilables a medida que avanzó el proceso de estabilización del suelo. La importancia de la dinámica temporal coincide con estudios que identifican la evolución de las condiciones edáficas como uno de los principales factores que regulan la estructura y funcionamiento de las comunidades microbianas durante los procesos de restauración ecológica (van der Heijden y col. 2008; Bardgett y van der Putten 2014).

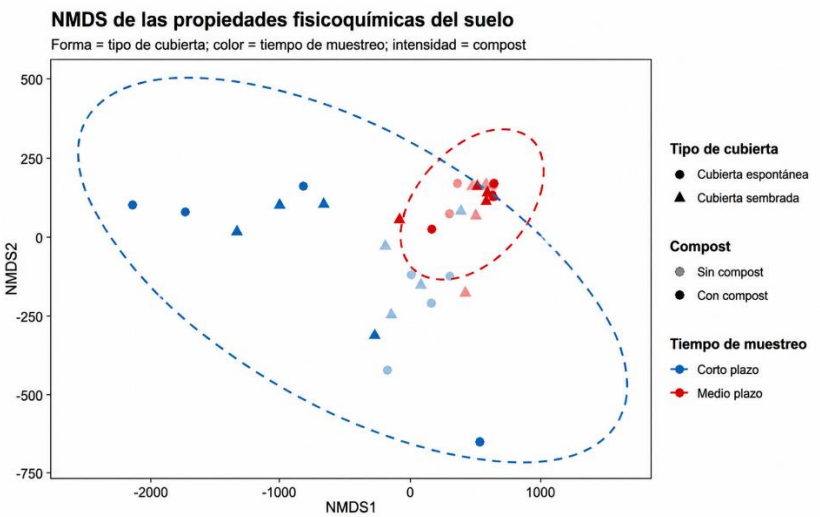


Figura 1. Análisis NMDS de las propiedades fisicoquímicas del suelo según el tiempo de muestreo, la aplicación de compost y el tipo de cubierta vegetal. Las elipses representan los intervalos de confianza del 95 % para cada periodo de muestreo.

El compost produjo efectos más moderados que el tiempo, aunque significativos a nivel multivariante ($R^2 = 0.12$, $p = 0.010$). Aunque no se detectaron diferencias significativas en variables edáficas individuales tras la corrección por comparaciones múltiples, los suelos enmendados tendieron a presentar mayores contenidos de carbono, nitrógeno y nutrientes disponibles, especialmente durante el primer muestreo. Asimismo, el compost incrementó significativamente las actividades de ureasa y deshidrogenasa, indicando una estimulación de la actividad microbiana asociada al aporte de materia orgánica (datos no mostrados). Estos resultados concuerdan con la evidencia que señala que las enmiendas orgánicas mejoran la disponibilidad de recursos para los microorganismos y favorecen los procesos biológicos del suelo, especialmente durante las primeras etapas tras su aplicación (Bastida y col. 2021).

La diversidad microbiana mostró respuestas contrastantes entre grupos. La diversidad bacteriana disminuyó con el tiempo, mientras que las comunidades fúngicas incrementaron significativamente su riqueza y diversidad (datos no mostrados). Por su parte, los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) presentaron una reducción de la riqueza, aunque mantuvieron relativamente estables los índices de diversidad y equitatividad. Los análisis de beta diversidad confirmaron que la dinámica temporal fue el principal factor estructurador de las comunidades bacterianas y fúngicas, mientras que el compost modificó principalmente la

composición bacteriana y favoreció la diversidad de los HMA. El incremento de la diversidad de HMA en los tratamientos con compost sugiere una respuesta positiva de estos organismos a la mejora de las condiciones edáficas, aspecto relevante dado su papel en la adquisición de nutrientes por las plantas, la agregación del suelo y el mantenimiento de funciones ecosistémicas clave (van der Heijden y col. 2008; Bardgett y van der Putten 2014).

En contraste, la cubierta vegetal no produjo efectos significativos sobre las propiedades del suelo, la actividad enzimática ni la diversidad microbiana durante el período evaluado. La ausencia de respuesta podría indicar que los efectos de la vegetación requieren períodos más prolongados para traducirse en cambios detectables en las propiedades del suelo y en la composición de las comunidades microbianas, especialmente en sistemas sometidos a procesos de restauración recientes (Bardgett y van der Putten 2014).

4. Conclusiones

Los resultados muestran que la dinámica temporal fue el principal factor que determinó la evolución de las propiedades del suelo, la actividad enzimática y la composición de las comunidades microbianas durante las primeras etapas de restauración. La aplicación de compost ejerció efectos positivos, aunque de menor magnitud, favoreciendo la actividad microbiana y aumentando la diversidad de los hongos micorrícicos arbusculares, mientras que las cubiertas vegetales no generaron respuestas significativas en el período evaluado. En conjunto, estos hallazgos sugieren que las enmiendas orgánicas pueden acelerar la recuperación funcional y biológica del suelo, especialmente a través de la promoción de grupos microbianos clave para la fertilidad y estabilidad de los ecosistemas restaurados.

5. Bibliografía

Bardgett R. D., Van Der Putten, W. H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515, 505-511.

Bastida F., Eldridge D. J., García C., Kenny Png G., Bardgett R. D, Delgado-Baquerizo M. 2021. Soil microbial diversity–biomass relationships are driven by soil carbon content across global biomes. *The ISME journal*, 15, 2081-2091.

Callahan B. J., McMurdie P. J., Rosen M. J., Han A. W., Johnson A. J. A., Holmes S. P. 2016. DADA2: high resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nat. Methods* 13, 581–583.

Domínguez M. T., Aponte C., Pérez-Ramos I. M., García L. V., Villar R., & Marañón, T. 2017. The role of plant functional traits in controlling litter decomposition rate across plant phyla and growth forms. *Ecosystems* 20, 616-629.

Gamage A., Gangahagedara R., Gamage J., Jayasinghe N., Kodikara N., Suraweera P., Merah O. 2023. Role of organic farming for achieving sustainability in agriculture. *Farming Syst*., 1, 100005.

Kandeler E., Gerber H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils*, 6, 68-72.

Montiel-Rozas M. M., Madejón E., Madejón P., Burgos, P. 2018. Long-term effects of organic amendments on the sustainability of Mediterranean agricultural systems: Evidence from biochemical and microbial parameters in soil. *Geoderma* 332, 24-34.

Oksanen J., Simpson G. L., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., Weedon J. 2025. vegan: community ecology package. 10.32614. *CRAN. package. vegan*.

Trevors J. T. 1984. Dehydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.*, 16, 673-674.

van der Heijden M. G., Wagg C. 2013. Soil microbial diversity and agro-ecosystem functioning. *Plant soil 363*, 1-5.

6. Agradecimientos

Este trabajo contó con financiación del proyecto TED2021-130983B-I00 (MCIN/AEI/Unión Europea–NextGenerationEU/PRTR) en el marco del proyecto “**Biocover”.**

DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO Y MICORRIZACIÓN EN ROTACIONES DE SECANO: EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN MINERAL Y ORGÁNICA

José Antonio Mediano-Guisado[1], Paula Madejón[1], Carmen María Navarro-Fernández[1], Elena Fernández-Boy[2], María Teresa Domínguez [2], Engracia Madejón[1]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Sevilla
[2]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla

Correo electrónico: c.navarro@csic.es

Resumen: La gestión de la fertilización en los sistemas agrícolas de secano mediterráneos es crucial para la sostenibilidad, dada su influencia en el ciclo de nutrientes y las interacciones planta-microorganismo. Este estudio realizado en la finca "La Hampa" (Sevilla), evaluó el efecto de dos estrategias de fertilización, mineral (MF) y compost de biosólidos (BC), dos estrategias de laboreo tradicional (TT) y reducido (RT) así como de la exclusión de lluvia, sobre la colonización por hongos micorrícicos arbusculares (HMA) en una rotación de tres años de haba y trigo duro. Aunque no se observaron diferencias significativas durante los dos primeros años, en el tercero, los parámetros de colonización micorrícica (M%, m% y v%) fueron significativamente superiores en los tratamientos con MF comparados con los tratados con BC, sin haber diferencias en la cosecha. La menor colonización en las parcelas con BC podría atribuirse a una mayor disponibilidad de nutrientes, principalmente el fósforo, que reduce la dependencia de las plantas a los HMA. Así, BC y MF representan estrategias diferentes para optimizar recursos: BC incrementa la disponibilidad de nutrientes y favorece la economía circular mientras que MF, aporta menos nutrientes sintéticos y aprovecha la simbiosis micorrícica para optimizar la absorción de los nutrientes más limitantes, entre otros beneficios. En consecuencia, en sistemas de secano, donde la eficiencia en el uso de recursos es crítica, optimizar la fertilización y laboreo para equilibrar el suministro de fósforo y promover el desarrollo de HMA, resulta esencial para mejorar la resiliencia y sostenibilidad del agroecosistema a largo plazo.

Palabras clave: hongos micorrícicos arbusculares (HMA), colonización micorrícica, sostenibilidad agrícola, interacciones planta-microorganismo, compost de biosólido, nutrientes.

1. Introducción

Las técnicas de agricultura de conservación, como la reducción del laboreo y la incorporación de enmiendas orgánicas, se han consolidado como estrategias eficaces para mejorar la estructura del suelo, la retención de agua y el ciclo de nutrientes (Madejón y col., 2025). Sin embargo, el éxito de estas prácticas está intrínsecamente ligado a la actividad biológica del suelo, particularmente a las interacciones entre las plantas y los microorganismos edáficos.

Entre estos, los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) desempeñan un papel fundamental en la nutrición vegetal y la resiliencia del sistema. Estos hongos simbiontes expanden el área de absorción radical, facilitando la captación de agua y fósforo (P), un proceso crítico bajo condiciones de estrés hídrico. El establecimiento y la eficiencia de la simbiosis micorrícica son muy sensibles al manejo del suelo y a la disponibilidad de nutrientes. Si bien mejorar la fertilidad química es necesario para mantener los rendimientos en cultivos, la interacción entre la fertilización mineral, las enmiendas orgánicas y la comunidad micorrícica nativa presenta una compleja disyuntiva. Por ello, este estudio tiene como objetivo evaluar cómo dos estrategias de fertilización diferentes modulan la

disponibilidad de P y colonización micorrícica, con el fin de identificar prácticas de manejo que permitan equilibrar la fertilidad química del suelo y las asociaciones simbióticas beneficiosas.

2. Material y Métodos

El experimento se realizó en la finca "La Hampa" (Sevilla) durante un ciclo de rotación de tres campañas (haba; 2022-2023 y trigo duro; 2023-2024 y 2024-2025). Se establecieron 24 parcelas (16 x 6 m) utilizando un diseño de bloques al azar para ver la influencia e interacción de tres factores (fertilización, laboreo y exclusión de lluvia), con tres repeticiones por tratamiento. Se comparó la fertilización mineral (MF) con una aplicación de 0,208 t ha^{-1} de un complejo 15% N 15% P_2O_5 15% K_2O, frente a la fertilización orgánica aplicando 60 t ha^{-1}de compost de biosólidos (BC). El BC se incorporó únicamente durante las dos primeras campañas para evitar efectos adversos por acumulación excesiva. Se comparó también un laboreo tradicional (TT) frente un laboreo reducido (RT). La exclusión de lluvia (EX) se provocó usando estructuras de metal con canalones de metacrilato que reducen un 30% de la lluvia recibida de forma natural (C).

Cada año, durante el estadio de máximo de desarrollo del cultivo, se recolectaron plantas completas para el análisis micorrícico. Para determinar la colonización por HMA, se separó el sistema radical y se tiñó según el protocolo de Vierheilig y col. (1998). La colonización de HMA se cuantificó mediante el método de Trouvelot y col. (1986), evaluando: frecuencia (F%), micorrización (M%), intensidad de colonización (m%), abundancia de arbúsculos (a%) y vesículas (v%). Además, se midió el P Olsen en muestras de suelo (0-15cm).

Los datos se analizaron mediante R (v. 4.4.1). Se evaluó el efecto de tratamientos sobre los parámetros de colonización micorrícica (F%, M%, m% y v%) mediante ANOVA de un factor y pruebas post-hoc de Tukey HSD ($p < 0,05$).

3. Resultados y Discusión

Los valores de la colonización micorrícica a lo largo de los tres años del experimento se muestran en la Figura 1. En el primer año (haba), se observaron los valores más bajos, probablemente debido a que esta leguminosa establece también simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno, que pueden competir por la colonización radical y aportar otros beneficios. En la tercera campaña (trigo), se observaron valores significativos mayores en los tratamientos RT y MF. La frecuencia de colonización (F%) fue mayor en RT con respecto a TT, con un incremento del 10% ($F = 9,55$; $p < 0,05$). Asimismo, el porcentaje de micorrización en el sistema radical (M%) aumentó un 73% bajo RT ($F = 35,41$; $p < 0,001$) y un 35% con MF frente a BC ($F = 11,00$; $p < 0,001$). La intensidad en los fragmentos colonizados (m%) también fue mayor en RT y MF, con incrementos de un 60% y 31%, respectivamente ($F = 30,17$; $p < 0,001$; $F = 10,13$; $p < 0,01$). En cuanto a la formación de arbúsculos (a%), en el tercer año se triplicaron los valores respecto a la segunda campaña (77,3% vs 25,7%; $p < 0,001$), con valores un 24% superiores en RT sobre el TT ($F = 6,65$; $p = 0,017$). Dado que los arbúsculos constituyen la principal zona de intercambio de recursos entre la planta y los HMA, este parámetro indica una simbiosis activa y funcional. Finalmente, en este tercer año, la abundancia de vesículas (v%) resultó un 51% mayor en MF frente a BC ($F = 5,29$; $p = 0,032$) y un 55% mayor en RT frente a TT ($F = 5,89$; $p = 0,024$), lo que confirma que la combinación de RT y MF favorece la formación de la simbiosis micorrícica.

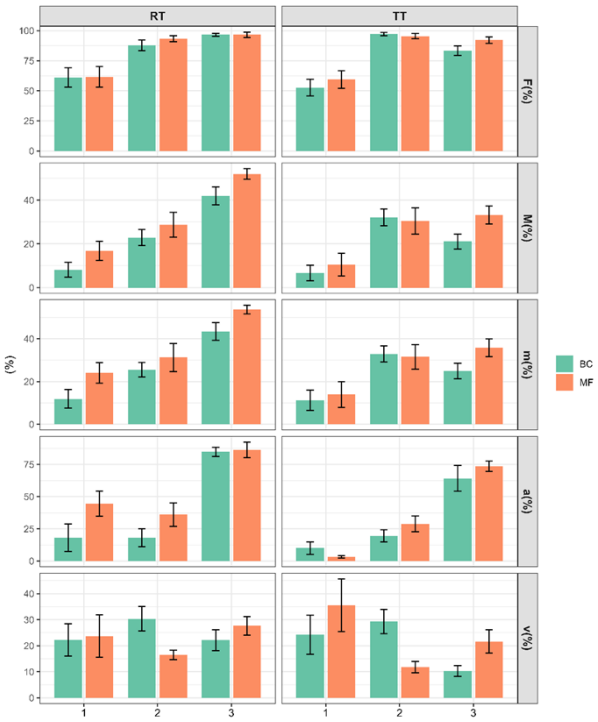


Figura 1. Colonización de HMA: Frecuencia (F%), Micorrización (M%), Intensidad de colonización (m%), Abundancia de arbúsculos (a%) y vesículas (v%). Año 1: *Vicia faba*. Año 2 y 3: *Triticum aestivum*. BC=compost de biosólido, MF= fertilización mineral, RT= laboreo reducido, TT= laboreo tradicional.

Además, el P disponible del suelo mostró una respuesta significativa a las estrategias de manejo (Figura 2). La fertilización con compost (BC) incrementó significativamente las concentraciones de P respecto a la mineral (MF) desde el primer año de estudio. El RT también favoreció la acumulación de P en el suelo a partir de la segunda campaña.

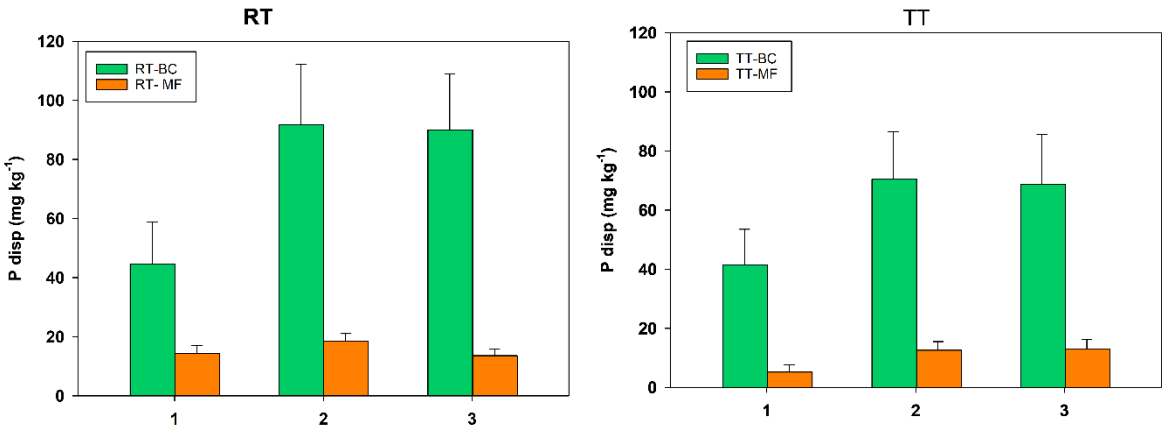


Figura 2. P disponible en el suelo a lo largo de los 3 años de estudio, según tratamientos.

4. Conclusiones

En sistemas agrícolas de secano donde la eficiencia en el uso de recursos es crítica, resulta indispensable optimizar las estrategias de fertilización y laboreo.

La fertilización con compost de biosólidos (BC) y la mineral (MF) supondrían dos estrategias diferentes, mientras que BC incrementa la disponibilidad de nutrientes y favorece la economía circular, MF aporta menores cantidades de nutrientes sintéticos y potencia la simbiosis micorrícica, optimizando la absorción de los nutrientes limitantes. Asimismo, el laboreo reducido (RT) contribuye a la preservación de las redes de hifas, favoreciendo el establecimiento y la consolidación de la colonización micorrícica a largo plazo, y, con ello, la estabilidad simbiótica del suelo.

En conjunto, la combinación de laboreo reducido y una fertilización ajustada a la demanda del cultivo se perfila como una estrategia eficaz para equilibrar la productividad, el potencial biológico y la resiliencia en condiciones de secano

5. Bibliografía

Achankeng, E., & Cornelis, W., 2023. Conservation tillage effects on European crop yields: A meta-analysis. *Field Crops Research*, 298, 108967.

Madejón, P., Fernández-Boy, E., Madejón, E., Morales-Salmerón, L., & Domínguez, M.T., 2025. Managing climate change impacts on crops: The influence of soil tillage on a triticale crop under water stress conditions. *Annals of Applied Biology*, 186,143–156.

Smith, S.E., & Read, D.J., 2010. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press.

Treseder, K.K., 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO_2 in field studies. *New Phytologist*, 164, 347-355.

Trouvelot A., Kough J.L., Gianinazzi-Pearson V., 1986. Mesure du taux de mycorhization VA d'un système radiculaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. En: V. Gianinazzi-Pearson, S. Gianinazzi (Eds) Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae. Ed. INRA, París, pp. 217-220.

Verbruggen, E., & Toby Kiers, E., 2010. Evolutionary ecology of mycorrhizal functional diversity in agricultural systems. *Evolutionary Applications*, 3, 547-560.

Vierheilig H., Coughlan A.P., Wyss U., Piché Y., 1998. Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. Appl. Environ. Microbiol. 64, 5004-5007.

6. Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Ministerio de Ciencia e Innovación, PID2021-122628OB-I00 (proyecto Waste4Drought). J.A. Mediano agradece al Plan Estatal de Investigación Científica, Técnica y de Innovación 2021-2023 (PRE2022-103474).

COMPOST PARA LA RECUPERACIÓN ASISTIDA DE ESCOMBRERAS MINERAS

Carmen M. Navarro-Fernández [1], Laura L. de Sosa[1], Engracia Madejón[1], Lisa Ciadamidaro[2], Yoann Boisson[2], Paula Madejón[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), España.
[2] Universidad Marie and Louis Pasteur (UMLP), Francia.

Correo electrónico: c.navarro@csic.es

Resumen: Las actividades mineras generan grandes volúmenes de residuos que se acumulan en escombreras con condiciones edáficas extremas, caracterizadas por baja fertilidad, escasa materia orgánica y altas concentraciones de elementos traza, lo que limita la revegetación y dificulta la restauración ecológica. En este estudio se evaluó la aplicación conjunta de compost de alperujo y espuma azucarera como estrategia de mejora de suelos en una zona minera de Riotinto (suroeste de España). Se estableció un experimento de campo con 36 parcelas (4 réplicas por tratamiento), dos híbridos de álamo (P10 y P152), dos herbáceas (*Brassica juncea* y *Lablab purpureus*) y controles sin vegetación. Se realizaron 4 muestreos de suelo (0–15 cm) durante 13 meses para analizar la evolución del pH, la materia orgánica (MO) y los elementos traza biodisponibles. Los resultados mostraron un aumento significativo del pH, desde valores cercanos a 3 hasta condiciones próximas a la neutralidad, con un efecto persistente en el tiempo. Asimismo, se observó un incremento notable de la MO, especialmente en parcelas con vegetación. Como consecuencia, la biodisponibilidad de la mayoría de los elementos traza fue baja, a pesar de sus elevadas concentraciones totales. En conjunto, la combinación de enmiendas orgánicas y correctores alcalinos resultó eficaz para mejorar la calidad del suelo y favorecer su restauración, aunque se requiere un seguimiento a largo plazo para evaluar la estabilidad del sistema.

Palabras clave: materia orgánica, elementos traza, fitorremediación, enmiendas orgánicas, pH.

1. Introducción

Las explotaciones mineras generan grandes volúmenes de residuos que se acumulan en escombreras, caracterizadas por condiciones edáficas extremas: baja fertilidad, escasa estructura, ausencia de materia orgánica y elevada concentración de elementos traza como As, Cd, Cu, Pb y Zn. Estas condiciones limitan el desarrollo vegetal y favorecen la movilidad de contaminantes, dificultando la restauración ecológica de estos sistemas (Madejón y col., 2022).

En este contexto, la aplicación de enmiendas orgánicas, especialmente compost, constituye una estrategia clave. El compost aporta materia orgánica (MO) estable que mejora la estructura del suelo, incrementa la capacidad de retención de agua y nutrientes, y estimula la actividad microbiana. Además, desempeñan un papel esencial en la inmovilización de elementos traza mediante procesos de adsorción y complejación, reduciendo su biodisponibilidad y favoreciendo condiciones más adecuadas para el establecimiento vegetal (Ciadamidaro y col., 2016).

El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento de los cambios en pH, MO y concentraciones de elementos traza (ET) disponibles para predecir el papel de la vegetación en la restauración de estas escombreras mineras.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño del experimento

En diciembre de 2024 se estableció el experimento en una zona de la mina gestionada por Atalaya Minning en Riotinto (Huelva). Para ello, se removió la capa superficial de la escombrera y se aplicó compost de alperujo a 37 t ha^{-1}. A finales de febrero de 2025 se aplicó espuma de azucarera (EA) a una dosis de 8 t ha^{-1} para elevar el pH, aún muy ácido. En esa misma fecha se establecieron 36 parcelas (3,75 × 3,75 m) con 9 tratamientos y 4 réplicas: dos híbridos de álamo (*Populus spp*.; P10 y P-152) y dos herbáceas (*Brassica juncea* (B) y *Lablab purpureus* (L)), monocultivos de cada planta y controles sin vegetación (P10, P10-B, P10-L, P152, P152-B, P152-L, B, L y CONTROL). Los álamos se plantaron a finales de febrero del 2025, la *Brassica* se sembró a finales de marzo, y el *Lablab* a principios de abril del mismo año.

2.2 Muestreos y análisis

Al inicio del experimento se analizaron el compost de alperujo, la EA y se recolectaron muestras de suelo (0–15 cm de profundidad) en cada parcela para evaluar las propiedades fisicoquímicas iniciales y los niveles de contaminación. Posteriormente, se llevaron a cabo 4 muestreos: muestreo 1 (25/2/25, dos días después de la aplicación de la EA, cuando se plantaron los álamos), muestreo 2 (29/5/25, 93 días después de la EA), muestreo 3 (25/9//25, 211 días después) y muestreo 4 (19/3/26, 387 días después). Se analizaron parámetros clave como pH (1:2,5 KCl 1M), MO por el método de oxidación de Walkley-Black y ET disponibles (extracción 1:10 con $CaCl_2$ 0,01M y determinación mediante ICP-MS).

2.3. Análisis estadísticos

Se evaluó el efecto de tratamientos y muestreos sobre pH, MO y ET disponibles mediante ANOVA de un factor y pruebas post-hoc de Tukey HSD. La normalidad se verificó con Kolmogorov-Smirnov, aplicando transformaciones logarítmicas cuando fue necesario. En caso de incumplimiento de supuestos, se emplearon pruebas no paramétricas (Mann-Whitney y Kruskal-Wallis). Se consideró significancia estadística $p < 0,05$.

3. Resultados y Discusión

Los valores de pH aumentaron significativamente tras la aplicación de las enmiendas, pasando de valores cercanos a 3 (Tabla 1) a valores superiores a 6 en la mayoría de los casos en el primer muestreo (Figura 1). Este incremento se debe, en parte, a la incorporación del compost de alperujo, que puede elevar el pH en suelos ácidos (Ciadamidaro y col., 2016). No obstante, el principal responsable de este aumento fue la aplicación de espuma azucarera (EA), efecto ampliamente documentado en estudios previos (Madejón y col., 2009; 2022). Con el tiempo, el pH continuó incrementándose en todos los tratamientos, alcanzando los valores más altos en el último muestreo, 13 meses después del inicio del experimento. Se observaron diferencias significativas entre el primer y el último muestreo en los tratamientos P10, P10_B, P10_L y P152_L, lo que indica la persistencia del efecto de la EA (Xiong y col., 2015; Madejón y col., 2022).

La aplicación de compost de alperujo, con un contenido del 63 % de MO (Tabla 1), incrementó notablemente estos valores en el suelo original pasando de 0,30 % a valores generalmente superiores al 3 % (Figura 1). Este efecto ha sido ampliamente descrito en estudios previos (Madejón y col., 2009; Ciadamidaro y col., 2016). Debido a la elevada variabilidad de los datos, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos en cada muestreo. Como tendencia general, los valores más bajos se registraron en el primer muestreo, mientras que los más altos se alcanzaron en el tercer muestreo. Esta evolución podría explicarse por la acumulación de residuos

vegetales en otoño, tras la caída de la biomasa, así como por la posterior disminución debida a procesos de descomposición de la MO (Madejón y col., 2010; Xiong y col., 2015). Finalmente, el suelo enmendado sin vegetación presentó valores significativamente más bajos que los tratamientos con plantas, lo que pone de manifiesto el papel de la vegetación en el mantenimiento del contenido de MO.

Tabla 1. Análisis fisicoquímicos y ET pseudototales del suelo original de Riotinto, compost de alperujo y espuma azucarera. Valores medios ± error estándar.

	Suelo original		Compost de alperujo		Espuma azucarera	
pH	3,07	±0,01	9,43	±0,08	8,38	±0,26
CE (mS/cm)	0,90	±0,01	2,21	±0,07	-	
MO (%)	0,30		63,36	±0,23	3,44	±0,32
N (%)	-		2,75	±0,03	0,07	±0,00
P (%)	-		0,50	±0,00	0,07	±0,01
K (%)	0,003		3,43	±0,02	0,02	±0,00
Ca (%)	0,012		5,19	±0,06	28,96	±2,23
Fe (%)	42,80		0,93	±0,02	0,82	±0,35
As (mg Kg^{-1})	1051		17,40	±1,97	32,74	±13,79
Cd (mg Kg^{-1})	3,04		0,13	±0,01	0,55	±0,07
Cu (mg Kg^{-1})	2573		83,02	±4,14	223,75	±54,52
Hg (mg Kg^{-1})	21,81		-		0,14	±0,08
Ni (mg Kg^{-1})	14,74		14,54	±0,31	1,91	±0,18
Pb (mg Kg^{-1})	15076		26,06	±2,29	58,65	±22,65
Zn (mg Kg^{-1})	467,90		187,30	±8,49	119,17	±35,93

En cuanto a la concentración de ET disponibles (Figura 2), a pesar de las elevadas concentraciones de los pseudototales del suelo, se registraron valores muy bajos, lo que puede atribuirse al incremento del pH y de la MO, factores que reducen su disponibilidad (Madejón y col., 2009). Destaca que la concentración de As tendió a aumentar significativamente en el muestreo final en la mayoría de los tratamientos, lo que se relaciona con el incremento del pH del suelo (Antoniadis y col., 2017). Para Cu y Hg se observó una tendencia similar al alza, mientras que en el resto de los elementos no se identificó un patrón claro.

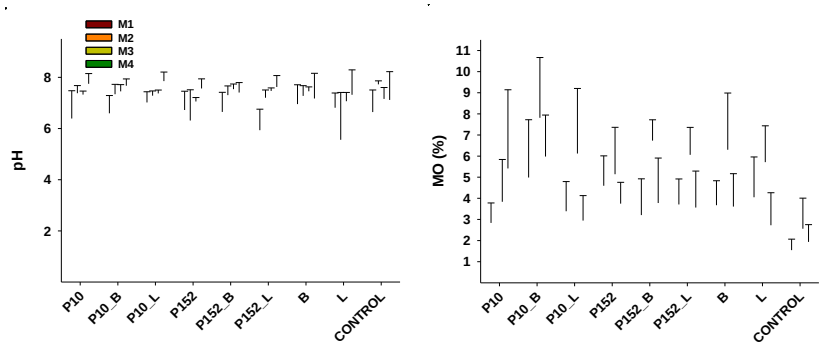


Figura 1. Evolución temporal en los 4 muestreos (M1-M4) del pH y de la MO en los distintos tratamientos establecidos durante el estudio. Valores medios y desviación estándar.

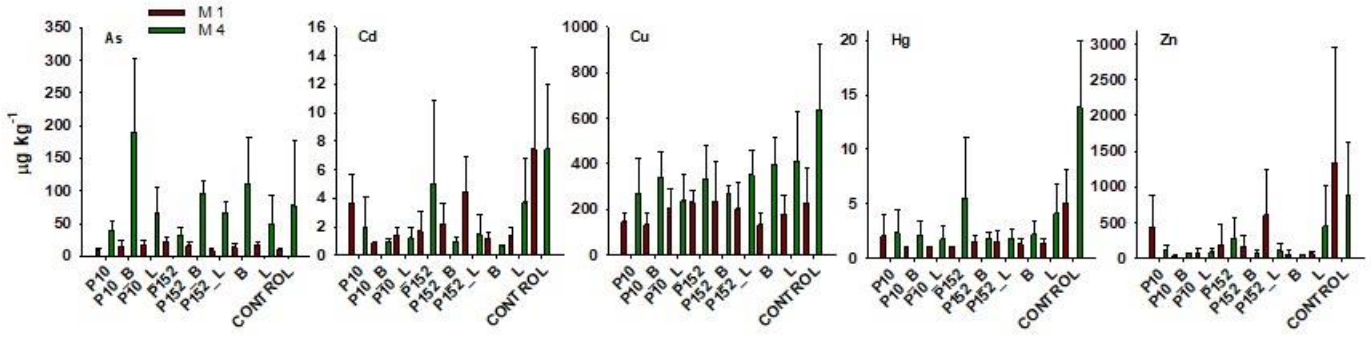


Figura 2. Evolución temporal centrada en las diferencias entre el muestreo inicial y el último (M1 y M4) de la disponibilidad de ET en los distintos tratamientos establecidos durante el estudio. Valores medios y desviación estándar.

4. Conclusiones

La aplicación de compost de alperujo y espuma azucarera mejoró significativamente el pH y la materia orgánica del suelo, favoreciendo la reducción de la biodisponibilidad de elementos traza. La vegetación contribuyó al mantenimiento de la materia orgánica, destacando su papel en la restauración. En conjunto, los resultados evidencian el potencial de estas enmiendas para la recuperación de suelos mineros degradados, y la necesidad del seguimiento de la vegetación y el suelo en el tiempo.

5. Bibliografía

Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S. M., Ok Y. S., Sebastian A., Baum, C., 2017. Trace Elements in the Soil-Plant Interface: Phytoavailability, Translocation, and Phytoremediation–A Review. *Earth Sci. Rev*. 171, 621–645

Ciadamidaro L., Madejón, P, Fernández-Boy, E., Madejón E., 2016. Organic compost to improve contaminated soil quality and plant fertility. *Soil Science* 181, 487-493.

Madejón E., Madejón P., Burgos P., Pérez de Mora A., Cabrera F., 2009. Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils under assisted natural remediation: a 4-year field study. *J. Hazard. Mater*. 162, 931–938.

Madejón P., Pérez-de-Mora A., Burgos P., Cabrera F., Lepp N. W., Madejón E. 2010. Do Amended, Polluted Soils Require Re-treatment for Sustainable Risk Reduction? – Evidence From Field Experiments. *Geoderma* 159, 174–181

Madejón P., Domínguez M.T., Girón I., Burgos P., López-Fernández M.T., Porras Ó.G., Madejón E. 2022. Assessment of the phytoremediation effectiveness in the restoration of uranium mine tailings. *Ecol. Eng.,* 180, art. no. 106669,

Xiong J., Madejón P., Madejón E., Cabrera F., 2015. Assisted natural remediation of a trace element-contaminated acid soil: an eight-year field study. *Pedosphere* 25, 250–262.

6. Agradecimientos

Al proyecto EDAPHOS (HORIZON-MISS-2022-SOIL-01-04) subvención nº 101112768.

EVALUACIÓN DE LA EFICACIA AGRONÓMICA DE DIGESTATO DERIVADO DE DEYECCIONES GANADERAS EN CULTIVOS EXTENSIVOS DE LA CUENCA DEL DUERO

Rodrigo Pérez-Sánchez[1], Ana Isabel González-Hernández[1], Javier Plaza-Martín[1], María Remedios Morales-Corts[1], María Ángeles Gómez-Sánchez[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119. 37007 Salamanca (España).

Correo electrónico: rodrigopere@usal.es

Resumen: La gestión sostenible de subproductos ganaderos mediante digestión anaerobia permite obtener fertilizantes orgánicos de alto valor. En este estudio se evaluó la eficacia de un digestato, formulado mayoritariamente a base de purín de porcino, con las siguientes características: Sólidos totales: 3.78 g/L, pH: 7.55, N total: 2.5 g/L, P total: 231.65 mg/L y K: 630 mg/L, en cultivos extensivos (trigo, girasol, colza y maíz) de la provincia de Salamanca durante la campaña agrícola (2023-2024). Se analizaron tres tratamientos de fertilización ajustados a las necesidades nitrogenadas de cada cultivo. Los resultados demuestran una respuesta productiva condicionada por la tipología del cultivo y la disponibilidad hídrica. En trigo y girasol (secano), las aplicaciones de fondo con dosis elevadas de digestato maximizaron el rendimiento, sin manifestar fitotoxicidad, confirmando la estabilidad del nitrógeno en el perfil del suelo. Sin embargo, en colza (secano) y especialmente en maíz (regadío), los mejores rendimientos se obtuvieron con dosis moderadas o fraccionadas. En el caso del maíz, se constató que aplicaciones masivas en fondo derivan en la lixiviación de nitratos por el riego, mientras que en colza la respuesta sugiere una menor eficiencia de las dosis altas aplicadas únicamente en fondo. Se concluye que el digestato es un sustituto viable de la fertilización mineral, aunque su integración requiere estrategias diferenciadas: aplicación íntegra en fondo para cereales de invierno y oleaginosas de secano (trigo/girasol), y ajuste al fraccionamiento nutricional en el resto de cultivos para maximizar el rendimiento.

Palabras clave: biofertilización, economía circular, subproductos de biogás, lixiviación.

1. Introducción

La transición hacia modelos de bioeconomía circular en el sector agropecuario constituye uno de los pilares estratégicos de la actual política agraria de la Unión Europea (EU, 2020). En este contexto, la gestión de los subproductos derivados de la ganadería intensiva, particularmente los purines porcinos, representa un desafío de primer orden en regiones como la cuenca del Duero, debido a la vulnerabilidad de sus acuíferos frente a la contaminación por nitratos. La digestión anaerobia emerge como una tecnología de doble propósito: por un lado, permite la obtención de energía renovable en forma de biogás y, por otro, genera un residuo líquido denominado digestato, cuya composición mineral y orgánica posee un elevado potencial como biofertilizante.

No obstante, la implementación efectiva del digestato en la agricultura extensiva requiere una validación científica rigurosa. A diferencia de los fertilizantes de síntesis, la disponibilidad de nutrientes en el digestato está supeditada a procesos de mineralización biológica y a la interacción fisicoquímica con la matriz del suelo. Factores como la estructura edáfica, la fenología del cultivo y, de manera crítica, el régimen hídrico, determinan si el nitrógeno aplicado será asimilado

eficientemente por la planta o si, por el contrario, se perderá mediante procesos de volatilización o lixiviación. En los sistemas de secano de la Meseta Norte, la gestión de este recurso se ve condicionada por la irregularidad pluviométrica, mientras que, en los sistemas de regadío, la intensidad del aporte hídrico puede desplazar los nutrientes fuera de la rizosfera.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la eficacia agronómica del digestato producido en la planta de Juzbado (Salamanca) mediante un ensayo multicultivo durante una campaña (2023-2024). A través del seguimiento de especies clave como trigo, girasol, colza y maíz, se pretende determinar si una aplicación única en fondo es capaz de cubrir las necesidades nutricionales del ciclo completo. Esta investigación busca aportar evidencia empírica que permita optimizar las dosis de aplicación, minimizar el impacto ambiental y ofrecer una alternativa técnica viable que reduzca la dependencia de insumos químicos en la agricultura regional.

2. Material y Métodos

2.1. Localización

El estudio se llevó a cabo en diferentes parcelas de la Comarca salmantina de Ledesma (Almenara de Tormes, Ledesma, San Pedro de Rozados, Juzbado y Zarapicos) a lo largo de la campaña agrícola 2023-2024. El clima de la zona es mediterráneo continentalizado, con una acusada irregularidad pluviométrica estacional (precipitación media anual de 400-450 mm). Los suelos proceden mayoritariamente de la descomposición de granitos y pizarras, presentando texturas franco-arenosas, pH ligeramente ácidos (6,5) y bajo contenido en materia orgánica (1,1%).

2.2. Diseño experimental

Se evaluó el potencial biofertilizante de un digestato líquido estabilizado, procedente de la planta de digestión anaerobia de Juzbado (Salamanca), derivado mayoritariamente de purines porcinos, sobre cultivos extensivos de secano (trigo, girasol y colza) y regadío (maíz). A continuación de indican las características físico-químicas medias del producto aplicado: pH: 7,70, 3,41 g/L sólidos totales, 2,45 g/kg nitrógeno total, 308,53 mg/kg fósforo total y 614 mg/L potasio total. La fracción nitrogenada se encontraba principalmente en forma amoniacal (70,47%), lo que confiere al digestato una elevada disponibilidad inmediata para las plantas. Se estableció un diseño de bloques completos al azar, con cuatro repeticiones por cada tratamiento y cultivo, tomando como unidades experimentales parcelas de 30 m². Los tratamientos aplicados fueron los siguientes: T1: Fertilización de fondo (digestato) y fertilización de cobertera (convencional). T2: Fertilización de fondo (digestato). T3: Fertilización de fondo y cobertera (ambas de forma convencional). En todo momento, se tuvieron en cuenta las necesidades nutricionales de cada cultivo. El programa de fertilización llevado a cabo en los diferentes cultivos se resume en la Tabla 1.

Las aplicaciones de digestato y fertilizantes (fondo y cobertera) se realizaron mediante cisterna con dosificador de abanico y abonadoras en las siguientes fechas: trigo (15/11/2023 y 21/02/2024), girasol (15/05/2024 y 22/07/2024), colza (02/10/2023 y 21/02/2024) y maíz (30/05/2024 y 22/07/2024). Posteriormente, se realizó un pase de grada para incorporar los fertilizantes fondo al suelo.

Tabla 1. Programa de fertilización realizado en los cultivos de trigo, girasol, colza y maíz

Cultivo	Tratamiento		
	T1	T2	T3
Trigo	19111 Kg/ha digestato 152 Kg/ha sulfato potásico 131 Kg/ha NAC*	33000 Kg/ha de digestato 122 Kg/ha sulfato potásico	260Kg/ha de 8-15-15 244 Kg/ha NAC
Girasol	16296 Kg/ha digestato 94 Kg/ha sulfato potásico 74Kg/ha NAC	22962 Kg/ha digestato 82 Kg/ha sulfato potásico	133 Kg/ha de 8-15-15 108 Kg/ha NAC
Colza	20595 Kg/ha digestato 130 Kg/ha sulfato potásico 120 Kg/ha NAC	32976 Kg/ha digestato 102 Kg/ha sulfato potásico	192 Kg/ha NAC
Maíz	43657 Kg/ha digestato 596 Kg/ha sulfato potásico	107657 Kg/ha digestato 342 Kg/ha sulfato potásico	900 Kg/ha de 8-15-15 711 Kg/ha NAC

* NAC, nitrato amónico cálcico

Las siembras se realizaron con sembradoras de chorrillo y monograno de precisión y las recolecciones se llevaron a cabo con cosechadoras integrales autopropulsadas. A continuación, se detallan las dosis de empleadas, variedades y fechas de siembra y recolección de los distintos cultivos: trigo (195 Kg/ha, Albufera, 28/11/2023 y 29/07/2024), girasol (42000 plantas/ha, Subeo, 31/05/2024 y 24/09/2024), colza (2 Kg/ha, Cyrill, 03/10/2023 y 30/06/2024) y maíz (103000 plantas/ha, Torino, 31/05/2024 y 31/10/2024).

2.3. Parámetros evaluados

La eficacia agronómica del digestato se determinó mediante la evaluación de los siguientes parámetros: nascencia (plantas/m^2), ahijamiento (hijos/planta de cereal), clorofila (SPAD), altura (cm), número de mazorcas (maíz), número de cabezas (girasol) y rendimiento (t/ha).

2.4. Tratamientos estadísticos

Medias y desviaciones estándar fueron calculadas para cada parámetro. La comparación de medias se efectuó mediante el test de rangos múltiples de Duncan. Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$). Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa Statgraphics Centurion XIX.

Resultados y Discusión

Los resultados agronómicos más relevantes obtenidos para los diferentes cultivos se resumen a continuación (Tablas 2-5):

Tabla 2. Resultados medios obtenidos para el cultivo del trigo.

Tratamiento	Nascencia (plantas/m^2)	Ahijamiento (hijos/planta)	SPAD	Altura (cm)	Rendimiento (t/ha)
T1	329,60 (14,64)a	4,41 (0,62)a	53,42 (0,96)a	97,56 (9,87)a	2,43 (0,27)a
T2	351,28 (17,86)a	4,06 (0,83)b	52,87 (1,49)a	96,23 (10,23)a	4,02 (0,34)b
T3	346,42 (18,26)a	3,62 (0,93)c	53,09 (1,10)a	98,17 (11,86)a	3,98 (0,19)b

En trigo, la aplicación exclusiva de digestato en fondo (T2) incrementó significativamente el rendimiento respecto al tratamiento convencional y al tratamiento con fertilización complementaria en cobertera.

Tabla 3. Resultados medios obtenidos para el cultivo del girasol.

Tratamiento	Nascencia (plantas/m^2)	SPAD	Altura (cm)	Número de capítulos	Rendimiento (t/ha)
T1	7,23 (0,93)a	42,33 (0,86)a	120,92 (6,34)a	2,25 (0,21)a	1,25 (0,29)a
T2	8,88 (0,64)b	40,13 (0,58)b	117,66 (7,92)a	3,25 (0,62)a	1,86 (0,38)b
T3	5,63 (0,51)c	41,92 (0,94)ab	115,88 (6,73)a	3,06 (0,97)a	1,69 (0,30)ab

En girasol, el tratamiento basado exclusivamente en digestato (T2) presentó la mayor nascencia y rendimiento, confirmando la adecuada disponibilidad de nutrientes a lo largo del ciclo del cultivo.

Tabla 4. Resultados medios obtenidos para el cultivo de la colza.

Tratamiento	Nascencia (plantas/m^2)	SPAD	Altura (cm)	Rendimiento (t/ha)
T1	57,63 (7,92)a	46,77 (1,06)a	162,64 (7,36)a	3,93 (0,19)a
T2	47,29 (8,89)a	47,73 (0,83)a	172,24 (9,33)a	5,76 (0,27)b
T3	52,61 (4,92)a	50,28 (0,99)b	172,18 (8,56)a	5,34 (0,31)b

En colza, el tratamiento T2 alcanzó el mayor rendimiento, aunque las diferencias observadas en los parámetros vegetativos fueron reducidas entre tratamientos.

Tabla 5. Resultados medios obtenidos para el cultivo del maíz.

Tratamiento	Nascencia (plantas/m^2)	SPAD	Altura (cm)	Número de mazorcas	Rendimiento (t/ha)
T1	14,46 (2,64)a	51,49 (0,96)a	201,96 (11,64)a	4,31 (0,74)a	16,93 (0,73)
T2	17,62 (3,23)a	55,12 (1,62)b	210,93 (12,37)a	4,33 (0,96)a	20,22 (0,82)
T3	16,89 (2,97)a	56,17 (0,77)b	206,69 (10,68)a	4,92 (0,82)b	18,65 (0,97)

En maíz, los mayores rendimientos se obtuvieron con el tratamiento T2, mientras que la aplicación combinada de digestato y fertilización mineral en cobertera (T1) mostró una menor eficiencia productiva.

3. Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran que el digestato procedente mayoritariamente de purín de porcino constituye una alternativa viable a los fertilizantes minerales en cultivos extensivos, si bien su eficacia depende del cultivo y de las condiciones de manejo. En trigo y girasol de secano, las aplicaciones elevadas realizadas en fondo proporcionaron los mayores rendimientos sin evidencias de fitotoxicidad, mientras que en colza y, especialmente, en maíz de regadío, las estrategias basadas en dosis moderadas o aplicaciones fraccionadas mostraron una mayor eficiencia en el aprovechamiento del nitrógeno. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de adaptar el manejo del digestato a las características de cada cultivo y sistema de producción, permitiendo optimizar el rendimiento agronómico, reducir las pérdidas de nutrientes y favorecer la valorización sostenible de subproductos ganaderos dentro de una estrategia de economía circular.

4. Bibliografía

European Commission, 2020. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system. Brussels, COM (2020) 381 final. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381 (fecha de consulta: 15/03/2026).

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la empresa Sierra del Pimpollar a través de un Art. 60 denominado “EVALUACIÓN DEL USO AGRONÓMICO DEL SUBPRODUCTO DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE PURINES”

POTENCIAL COMO FERTILIZANTE DE FÓSFORO DE LAS CENIZAS DE COMBUSTIÓN DE DEYECCIONES GENERADAS EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS

María Pilar Bernal[1], Paula Bernal-Molina[1], Alicia Fernández-Guerrero[1], María José Álvarez-Robles[1], Rafael Clemente[1]

[1]*Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. Campus de Espinardo, Murcia*

Resumen: En zonas de alta carga ganadera, la producción de estiércol en la ganadería avícola puede superar la cantidad que los suelos agrícolas pueden admitir. En esos casos, la combustión del estiércol permitiría obtener energía calorífica para las granjas y reducir su consumo energético. Además, las cenizas de combustión resultantes son ricas en nutrientes, principalmente P y K, por lo que su uso agrícola puede suponer un ahorro de fertilizantes minerales. Este trabajo determinó el potencial fertilizante de las cenizas y su capacidad de sustitución de P de fertilizante mineral, estudiando la solubilidad del P de las cenizas, su caracterización mediante difracción de rayos X y el aprovechamiento de P por plantas de judía (*Phaseolus vulgaris* L.) en un experimento en macetas con dosis crecientes de cenizas. El fósforo de las cenizas se encontró en forma poco soluble, necesitando una extracción ácida para conseguir su disolución, debido a la presencia de formas cristalinas muy insolubles como hidroxiapatito. Aun así, la efectividad de cenizas en el aporte de P a las plantas, calculado como equivalencia de P respecto al fertilizante mineral, alcanzó el 30 %, demostrando su posible utilidad.

Palabras clave: Estiércol avícola, poda de vid, equivalencia fertilizante.

1. Introducción

El crecimiento de la ganadería avícola conlleva un aumento notable en la cantidad de deyecciones de los animales y su aprovechamiento supondría beneficios medioambientales y económicos para los propios productores del sector. La estrategia más frecuente para la gestión de los residuos avícolas consiste en su aplicación directa al suelo, para la utilización de sus nutrientes en la producción agrícola, especialmente nitrógeno y fósforo, reduciendo la necesidad de fertilizantes de síntesis. Sin embargo, en zonas de alta carga ganadera, la producción de estiércol es superior a la capacidad de los suelos para su transformación, aprovechamiento y reciclado de sus nutrientes. Alternativamente, la combustión del exceso de estiércol en las granjas puede suponer un ahorro en el coste energético del funcionamiento de las mismas, mediante la producción de energía térmica. El Grupo Operativo supraautonómico GO-SIMBAV "Simbiosis agroavícola: hacia la modernización del sector a través de estrategias de digitalización y de economía circular", promueve la modernización, competitividad y sostenibilidad del sector avícola mediante la mejora en la gestión de sus recursos, promoviendo la valorización de residuos para la obtención de bioenergía y de materiales fertilizantes.

Estudios previos han demostrado que las cenizas de combustión del estiércol avícola son ricas en nutrientes, principalmente P y K, incluso cuando el estiércol se mezcla con restos de madera para mejorar la combustión (Bernal y col., 2024). Además, el fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento vegetal, pero está considerado un recurso finito y la Unión Europea ha considerado el fósforo y la roca fosfórica como materias primas fundamentales. Las cenizas de combustión están incluidas dentro de las Categorías de Materiales Componentes (CMC3) para la preparación de fertilizantes. Estos materiales pueden constituir una fuente de nutrientes para la agricultura en sustitución parcial de fertilizantes de P minerales (Silva et al., 2019). Sin embargo, es preciso

determinar su valor agronómico. El objetivo de este trabajo fue definir la capacidad de suministro de fosforo de las cenizas y su capacidad de sustitución de fertilizantes minerales.

2. Material y Métodos

Se obtuvieron distintas muestras de ceniza procedentes de: combustión de estiércol de pollos de engorde (G100); mezcla con astillas de madera en diferentes proporciones (50, 60, 100 % de estiércol; G+M50, G+M60, M100), y con poda de vid (50 %; G+V50) para mejorar la eficiencia en la combustión. La combustión se realizó en un quemador de 50 kW situado en una de las granjas del proyecto. Las cenizas obtenidas se trituraron y tamizaron a <2 mm, una vez eliminada la fracción gruesa (>4 mm). Las muestras se analizaron respecto a pH y conductividad eléctrica (CE) en extracto acuoso 1:5 (p:v) el contenido de macronutrientes mediante analizador elemental para C y N (EuroEA 3000, EuroVector), y el resto de los elementos en ICP-OES (ICAP 6500DUO ONE FAST, Thermo Scientific) previa digestión ácida (Ethos-1, Milestone) (Tabla 1). La identificación de los compuestos cristalinos mayoritarios de las cenizas se llevó a cabo mediante difracción de rayos X (DRX) con un difractómetro Bruker D8 ADVANCE (40 kV, 40 mA).

Tabla 1. Composición de las cenizas de gallinaza (G) y sus mezclas con madera (M) o con poda de vid (V).

Muestras	pH	CE (dS m^{-1})	COT (g kg^{-1})	N-Total (g kg^{-1})	P-total (g kg^{-1})	P-PO_4^{3-} (mg kg^{-1})	K (g kg^{-1})	Ca (g kg^{-1})	Mg (g kg^{-1})
G100	11,1	18,1	56,9	3,69	24,4	366	88,4	128	36,1
G+M50	11,9	16,5	38,8	2,37	11,1	5,0	68,2	144	37,8
G+M60	11,9	17,3	40,5	2,61	11,2	4,9	66,6	142	36,8
M100	11,8	16,2	37,3	2,04	11,3	5,2	62,3	126	38,5
G+V50	12,0	25,5	35,7	0,63	46,6	n.d.	154	155	50,8

2.1 Estudio de solubilidad de P y K

La solubilidad de P y K de las cenizas se determinó mediante dos extracciones secuenciales con diferentes reactivos: 1) Agua + citrato amónico 1M, proporción 1:10 (p:v); 2) Agua + ácido cítrico 0,5M, proporción 1:10 (p:v). La extracción se hizo mediante agitación mecánica a 65 ºC en baño (2 h), seguido de centrifugación y filtración (UNE-EN 15958; UNE-EN 15957). Para la extracción secuencial se tuvo en cuenta la disolución que permanecía en la muestra (volumen y concentración de elementos) para la segunda extracción. Los elementos se analizaron mediante ICP-OES en la dilución adecuada.

2.2 Experimento en macetas

Se desarrolló un experimento en macetas (4 L) con un suelo arenoso, utilizando judía (*Phaseolus vulgaris* L., variedad enana slenderette; 4 semillas/maceta) como planta testigo, al ser una leguminosa con bajo requerimiento de N y las cenizas pobres en este nutriente (Tabla 1). Se utilizó la ceniza G+V50 con la mayor concentración de P, que se aplicó como fertilización de fondo según un gradiente de sustitución del fertilizante de P mineral. Los tratamientos fueron: fertilizante mineral (KH_2PO_4 y KNO_3; a 30, 70 y 100 kg/ha N, P_2O_5, K_2O), ceniza en proporciones 20 %; 40 %, 60 %, 80 % y 100 % de P (0,333, 0,667, 1,000, 1,334 y 1,667 g/maceta) y control sin fertilización, con 4 repeticiones por tratamiento. La cantidad de N en cada tratamiento se homogeneizó mediante la aplicación de NH_4NO_3 2 semanas tras la siembra. El ensayo se desarrolló durante 3 meses en invernadero. Se determinó la producción del cultivo de judía, su composición mineral y se realizó una estimación visual de la abundancia de nódulos fijadores de N_2. El suelo se muestreó, se secó al aire, y se tamizó a 2 mm para su análisis.

La eficiencia de recuperación aparente de fósforo se calculó como: ER = $(([P] \times \text{peso seco})_{tratamiento} - ([P] \times \text{peso seco})_{control}) \times 100/P_{aplicado}$. La eficacia fertilizante equivalente de P de las cenizas se calculó como: EFE = $(ER_{ceniza}/ER_{fertilizante}) \times 100$. Los resultados se analizaron mediante

ANOVA para determinar diferencias entre los tratamientos, y las diferencias entre medias se determinaron según el test de Tukey a $p<0.05$ (IBM SPSS Statistics versión 27).

3. Resultados y Discusión

La solubilidad de P de las cenizas fue muy baja en agua (<1 % de P-total). En la extracción con citrato amónico, que indica la disponibilidad de P, los valores más elevados se presentaron en cenizas G100, disminuyendo con la proporción de gallinaza, y obteniendo los valores más bajos en G+V50 (<0,1 % P) (Figura 1a). En la extracción con ácido cítrico se solubilizó el 80 % de P en G100, y el 71 % en G+V50 (Figura 1b). Estos resultados pueden asociarse a la mejora en la eficiencia en la combustión al incrementar la proporción de material vegetal (disminución de TOC; Tabla 1). El K fue muy soluble en todas las muestras, disminuyendo con la proporción de madera o poda de vid (Figura 1a), y aumentando al usar ácido cítrico (Figura 1b). Los principales minerales de P detectados en las cenizas fueron fosfatos muy insolubles: hidroxilapatito, 13 % en G+M60 y valor medio de 5,5 % en el resto de las muestras; y berlinita, 2,0-4,0 % en todas las muestras. La mayor solubilidad de fósforo en G100 se asoció a whitlockita (5,5 %), un fosfato hidratado de hierro, magnesio y calcio más soluble.

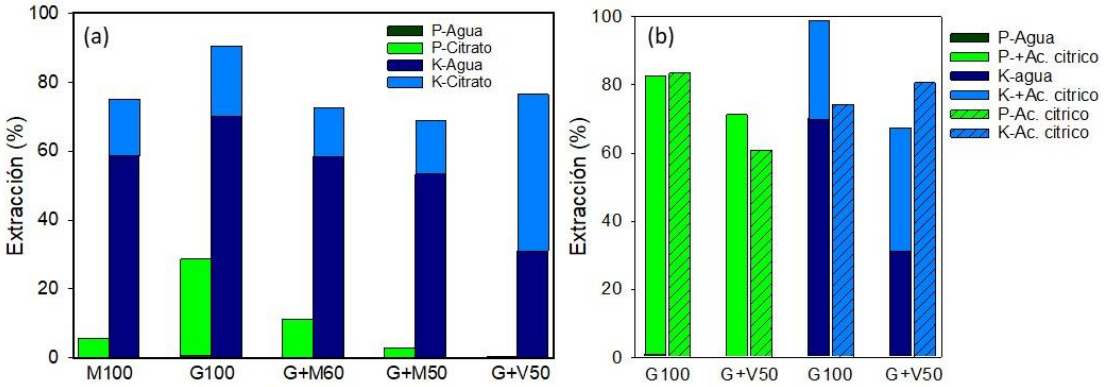


Figura 1. Porcentaje de extracción de P y K en (a) agua y citrato amónico en extracción secuencial y (b) en agua y ácido cítrico en extracción secuencial e individual de ácido (barras ralladas).

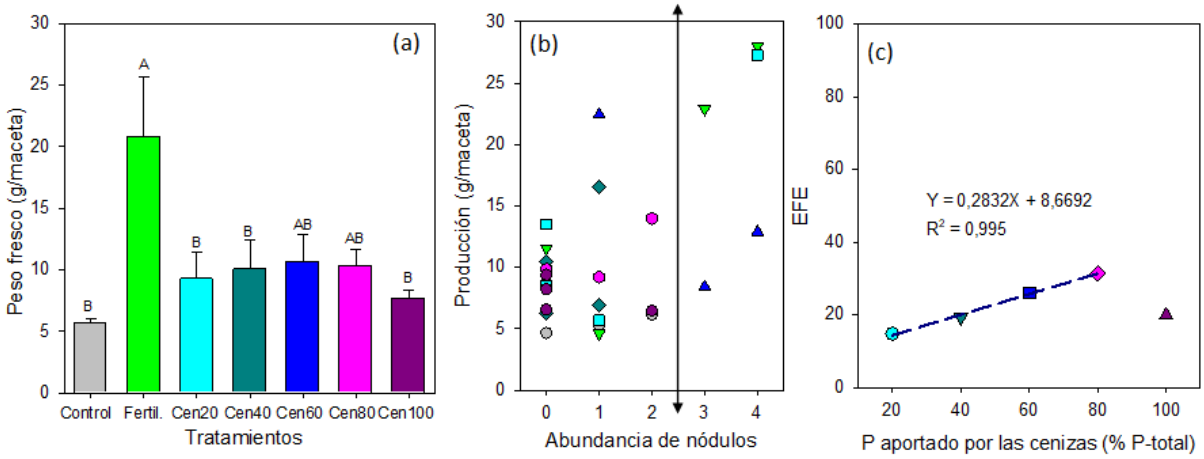


Figura 2. Producción de judía en los diversos tratamientos (a); relación con la abundancia de nódulos fijadores en las raíces (b) y eficacia fertilizante equivalente (c).

La producción de judía resultó muy elevada en el tratamiento con fertilizante mineral, con la menor producción en el control (Figura 2a). Existieron escasas diferencias significativas entre los tratamientos con ceniza, siendo los resultados al 60 % de P los más elevados. La composición de las judías (macro y micronutrientes) no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (datos

no mostrados), con valores de P entre 5,1 (control) y 5,94 (ceniza-40) g kg^{-1}. Sin embargo, la presencia de nódulos fue muy notable, principalmente en los tratamientos con fertilizante mineral y con ceniza al 60 % de P (Figura 2b), aunque no se observó una relación clara con la producción de judía. La eficacia fertilizante equivalente mostró una tendencia creciente al aumentar la proporción de ceniza en la fertilización, superando el 30 % en la dosis al 80 % de P. La pendiente indicó un aumento de la equivalencia del 28 %. Todo ello se asocia a la abundancia de fosfatos insolubles en las cenizas, principalmente hidroxilapatito. Aunque Bernal y col. (2024) encontraron resultados superiores de eficacia fertilizante de las cenizas en lechuga, con una capacidad de sustitución de fertilizante mineral de P del 80 %, los efectos específicos de cada especie vegetal en los procesos de movilización de nutrientes en el suelo pueden condicionar la eficacia fertilizante de las cenizas (Schiemenz y Eichler-Löbermann, 2010). Así, los suelos mostraron aumentos significativos de P y K asimilables tras el cultivo en los tratamientos con ceniza (Tabla 2), que podrían ser utilizados por posteriores cultivos.

Tabla 3. Análisis de los suelos tras el cultivo (n=4).

Tratamiento	pH	CE (dS m^{-1})	C sol. (mg kg^{-1})	N-NO_3 (mg kg^{-1})	P asim. (mg kg^{-1})	K asim. (mg kg^{-1})
Control	8,37 b	0,312	98 ab	7,45 b	6,11 c	123 bc
Fertilizante	8,54 a	0,453	120 a	9,95 a	12,56 b	115 c
Ceniza-20	8,46 ab	0,353	107 ab	9,68 ab	14,79 ab	138 abc
Ceniza-40	8,55 a	0,398	114 ab	8,51 ab	17,15 a	144 ab
Ceniza-60	8,46 ab	0,404	105 ab	7,52 b	16,04 a	139 abc
Ceniza-80	8,59 a	0,386	86 b	7,42 b	15,28 ab	152 a
Ceniza-100	8,63 a	0,380	111 ab	8,36 ab	16,77 a	150 a
ANOVA	**	n.s	*	*	***	**

Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). *, **, ***: significativo a p< 0,05, 0,01 y 0,001; n.s.: no significativo.

4. Conclusiones

La solubilidad del fósforo en las cenizas fue baja debido a su forma química como fosfatos muy insolubles (hidroxilapatito), que requieren la utilización de ácidos para su disolución. Debido a su limitada solubilidad, la asimilación del fósforo de las cenizas fue baja respecto a los fertilizantes minerales, pudiendo alcanzar solo el 30 % de eficiencia fertilizante equivalente. La dosis de aplicación de cenizas equivalente a suministrar el 60 % de P, complementando con fertilización mineral, llevó a la mayor producción de judías con alto nivel de nódulos fijadores de N_2. Los nutrientes P y K no absorbidos por la planta permanecen en formas asimilables en el suelo.

5. Bibliografía

Bernal, M.P., Álvarez-Robles, M.J., Bernal-Molina, P. Clemente, R., 2024. Bottom ash from combustion of chicken manure as a fertiliser material. *Front. Sustain. Food Syst.* 8, 1392445.

Schiemenz, K., Eichler-Löbermann, B., 2010. Biomass ashes and their phosphorus fertilizing effect on different crops. *Nutr. Cycl. Agroecosys*. 87, 471–482.

Silva, F.C., Cruz, N.C., Tarelho, L.A.C., Rodrigues, S.M., 2019. Use of biomass ash-based materials as soil fertilisers: critical review of the existing regulatory framework. *J. Clean. Prod.* 214, 112–124.

6. Agradecimientos

GO-SIMBAV es un Proyecto de innovación enmarcado en el Plan Estratégico de la Política Agraria Común (PEPAC) 2023-2027, financiado en un 80% por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) de la Unión Europea y en un 20% por el por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). La Dirección General de Desarrollo Rural, Innovación y Formación Agroalimentaria (DGDRIFA) es la autoridad encargada de la aplicación de dichas ayudas.

FERTILIZANTES BIOBASADOS A PARTIR DE RESIDUOS ORGÁNICOS: FUNCIONAMIENTO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA-RIZOSFERA

Ana A. Robles-Aguilar[1], **Berta Singla**[1], **Rosa Villaplana**[1]

[1]*BETA Tech Center, Can Bauman, Vic, Barcelona*

Resumen: La recuperación de nutrientes a partir de residuos orgánicos constituye una estrategia clave para reducir la dependencia de fertilizantes minerales y avanzar hacia sistemas agrícolas más sostenibles. Este trabajo sintetiza avances en la evaluación agronómica y ambiental de fertilizantes biobasados. Entre los productos estudiados se encuentran fertilizantes fosfatados recuperados como la estruvita, fertilizantes nitrogenados derivados de digestatos, compost, biochar e hidrochar. Las investigaciones se han centrado en tres aspectos principales: (i) la calidad agronómica, (ii) los mecanismos que regulan la disponibilidad de nutrientes en el sistema suelo–planta–microorganismos y (iii) la optimización de estrategias de fertilización. Los estudios realizados han demostrado que las propiedades de liberación gradual de algunos fertilizantes biobasados influyen significativamente en la adquisición de nutrientes y el desarrollo vegetal. Asimismo, se ha evidenciado que estos productos modifican procesos clave de movilización de nutrientes, como la exudación radicular y los gradientes de pH en la interfaz suelo-raíz. Paralelamente, se ha evaluado el efecto de los fertilizantes biobasados sobre las propiedades del suelo, así como el impacto en la dinámica del carbono, la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas y las emisiones de gases de efecto invernadero. Los ensayos en maceta, incubación y campo muestran que estos productos pueden mantener rendimientos comparables a los obtenidos con fertilizantes minerales, al tiempo que mejoran la salud del suelo y favorecen una gestión más eficiente de los nutrientes. En conjunto, este trabajo identifica los principales factores que determinan el éxito agronómico y ambiental de los fertilizantes biobasados.

Palabras clave: fertilizantes biobasados, recuperación de nutrientes, rizosfera, bioeconomía circular.

1 Introducción (Arial 11, negrita)

La sostenibilidad de los sistemas agroalimentarios constituye uno de los principales desafíos científicos y sociales del siglo XXI. El incremento de la demanda de alimentos, junto con la creciente presión sobre los recursos naturales, ha puesto de manifiesto las limitaciones del modelo agrícola basado en el uso intensivo de fertilizantes minerales. En este contexto, **la recuperación de nutrientes a partir de residuos orgánicos** ha emergido como una estrategia clave para avanzar hacia sistemas agrícolas más sostenibles y circulares. La recuperación de nutrientes de corrientes residuales, como las aguas residuales urbanas, los lodos de depuradora, los residuos agroganaderos o los digestatos de digestión anaerobia, representa una alternativa prometedora para reducir la dependencia de fertilizantes minerales. Los fertilizantes recuperados como la estruvita, el compost, o el biochar aportan carbono orgánico y compuestos bioactivos capaces de mejorar la estructura, la actividad biológica y la resiliencia del suelo.

La transición hacia una fertilización basada en fertilizantes biobasados requiere comprender no solo la composición y calidad de estos productos, sino también los mecanismos que determinan su comportamiento en el suelo y su interacción con las plantas y los microorganismos. La disponibilidad de nutrientes, los procesos de movilización y mineralización, las interacciones en la rizosfera, los cambios en las comunidades microbianas y los efectos sobre la salud del suelo son factores determinantes para su éxito agronómico y ambiental.

El objetivo de este trabajo es evaluar el potencial agronómico y ambiental de fertilizantes biobasados derivados de residuos orgánicos como herramientas para promover sistemas agrícolas

más sostenibles. En particular, se pretende analizar la disponibilidad y eficiencia de uso de los nutrientes de estos productos, las interacciones suelo–planta–microorganismos y los procesos biológicos y edáficos que determinan la salud del suelo y la productividad de los cultivos. Asimismo, se identifican los principales indicadores físicos, químicos, biológicos y fisiológicos que deben considerarse para evaluar su desempeño agronómico y ambiental, proporcionando una base científica para su utilización como sustitutos totales o parciales de los fertilizantes minerales convencionales y para su integración tanto en sistemas de agricultura convencional como en estrategias de manejo agroecológico y agricultura regenerativa.

2 Material y Métodos

2.1 Materiales usados

2.1.1 Material vegetal, fertilizantes evaluados y suelos utilizados

Los estudios se realizaron utilizando especies representativas de diferentes sistemas agrícolas y diversas estrategias de adquisición de nutrientes, incluyendo maíz (Zea mays), remolacha azucarera (Beta vulgaris), lupino (Lupinus spp.), raigrás (Lolium perenne), Sida hermaphrodita y diversas especies ornamentales. Los fertilizantes biobasados que se estudiaron incluyen: i) estruvita, ii) digestatos, iii) fracciones líquidas y sólidas del digestato, iv) fertilizantes nitrogenados recuperados, v) compost, vi) biochar, vii) hydrochar, viii) fertilizantes fosfatados recuperados de aguas residuales y lodos de depuradora, ix) productos formulados a partir de residuos agroganaderos. Como referencia se emplearon fertilizantes minerales convencionales, principalmente NPK y triple superfosfato (TSP), además de controles sin fertilización.

2.2 Biomasa, fenotipado vegetal y contenido de nutrientes

Se cuantificó la biomasa aérea, biomasa radicular, producción de materia seca, composición química de la biomasa, crecimiento vegetativo y rendimiento de cultivo. Se utilizaron metodologías destructivas y no destructivas para caracterizar la respuesta de las plantas. Las variables radiculares incluyeron longitud total de raíces, arquitectura radicular, distribución espacial, y densidad radicular.

2.3 Caracterización de procesos del suelo

2.3.1 Análisis químicos de fertilizantes, plantas y suelo

Los fertilizantes recuperados fueron caracterizados mediante análisis de contenido de nutrientes, estabilidad química y presencia de elementos potencialmente tóxicos. En suelo se determinaron parámetros como nutrientes disponibles, carbono orgánico, micronutrientes y metales potencialmente biodisponibles. En planta se analizaron las concentraciones de nutrientes y la absorción total de N, P y otros elementos esenciales. Algunos materiales fueron además caracterizados mediante técnicas avanzadas como microscopía electrónica de barrido acoplada a espectrometría de dispersión de energía (SEM-EDS).

2.3.2 Análisis químicos de la rizosfera

Se estudiaron procesos clave relacionados con la movilización y disponibilidad de nutrientes en el sistema suelo-planta. Las determinaciones incluyeron pH del suelo, pH rizosférico, materia orgánica, carbono orgánico, disponibilidad de nutrientes, mineralización y solubilización de nutrientes. Asimismo, se utilizaron técnicas de imagen química mediante sensores ópticos para visualizar gradientes de pH y procesos de exudación radicular en la rizosfera.

2.3.3 Análisis microbiológicos y ambientales

La estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas asociadas a la raíz y al suelo fueron evaluadas mediante análisis microbiológicos y moleculares. Se estudiaron procesos relacionados con el ciclo del nitrógeno, incluyendo nitrificación, oxidación de amonio y abundancia de genes funcionales asociados a las transformaciones de N. Asimismo, se realizaron estudios específicos para cuantificar emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2, N_2O y CH_4) bajo diferentes condiciones de humedad, disponibilidad de fósforo y calidad del carbono aportado por los fertilizantes biobasados.

2.4 Diseño experimental, enfoques de evaluación e indicadores

Los experimentos incluyeron ensayos en laboratorio, cámaras de crecimiento, invernaderos y parcelas agrícolas, combinando condiciones controladas y escenarios representativos de manejo agrícola real. Los estudios realizados incluyeron incubaciones, ensayos de maceta, rizoboxes, y minirrizotrones. La evaluación de los fertilizantes y enmiendas se basó en indicadores agronómicos, ambientales y de salud del suelo. Entre ellos se incluyeron la eficiencia de uso del fósforo (PUE) y del nitrógeno (NUE), o la capacidad de sustitución de fertilizantes minerales. También se calcularon indicadores de calidad del suelo relacionados con la actividad microbiana, la disponibilidad de nutrientes, la dinámica del carbono y las emisiones acumuladas de gases de efecto invernadero

3 Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos demuestran el elevado potencial de los fertilizantes biobasados para contribuir a una gestión más sostenible de los nutrientes en agricultura. En general, los ensayos mostraron que los productos testados alcanzaron rendimientos agronómicos comparables a los obtenidos con fertilizantes minerales convencionales. Uno de los hallazgos más relevantes fue la importancia de las interacciones suelo-planta-rizosfera en la eficiencia de estos productos. Los estudios realizados mediante fenotipado avanzado e imagen química de la rizosfera evidenciaron que fertilizantes de liberación gradual como la estruvita pueden inducir cambios en la arquitectura radicular y favorecer mecanismos de movilización de nutrientes, incluyendo la exudación de carboxilatos y la modificación local del pH rizosférico. Estos procesos permitieron mejorar la disponibilidad de fósforo recuperado y explican las elevadas eficiencias de absorción observadas en determinadas especies vegetales.En relación con las enmiendas orgánicas, compost, biochar e hidrochar mostraron efectos positivos sobre diversos indicadores de calidad del suelo, incluyendo el contenido de carbono orgánico, la disponibilidad de nutrientes y determinadas propiedades fisicoquímicas.

Asimismo, los análisis microbiológicos mostraron que la fertilización biobasada modifica la composición y funcionalidad de las comunidades microbianas asociadas a la raíz, afectando procesos clave del ciclo del nitrógeno y contribuyendo potencialmente a una utilización más eficiente de los nutrientes.

Por otra parte, los estudios sobre emisiones de gases de efecto invernadero revelaron que la calidad del carbono aportado por los fertilizantes biobasados y el contenido de humedad del suelo son factores determinantes en la regulación de las emisiones de CO_2 y N_2O. En conjunto, los resultados destacan la necesidad de considerar simultáneamente aspectos agronómicos, microbiológicos y ambientales para maximizar los beneficios de los nutrientes recuperados y favorecer su integración en sistemas agrícolas más resilientes y sostenibles.

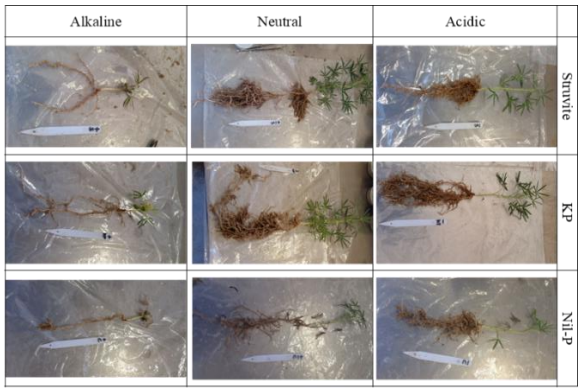


Figura 1. Efecto del pH y la fuente de P aplicada (Estruvita, KP (fosfato potásico), Nil-P (sin fósforo)) en la estructura de la raíz de lupín

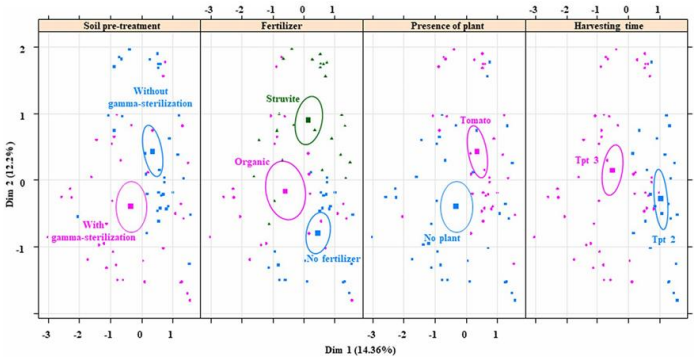


Figura 2: Cambios en la comunidad microbiana del suelo del tomate tratado con fertilizantes biobasados y seguidos a lo largo del tiempo. Los elipses de confianza (IC = 95%) mostraron que el impacto de la presencia o no de plantas fue mayor que el del fertilizante.

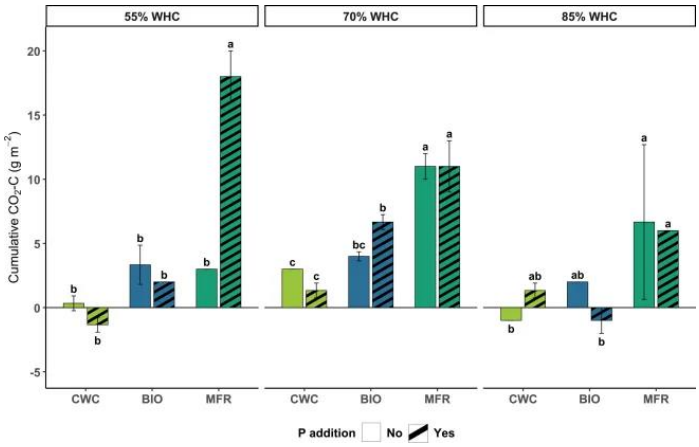


Figura 3. Emisiones de CO2 acumuladas tras 28 días de incubación con tres contenidos de agua (55%, 70%, y 85% WHC) para 3 fertilizantes biobasados (CWC, BIO, y MFR), con y sin adición de P.

4 Conclusiones

Los resultados recopilados confirman que los fertilizantes y enmiendas derivados de residuos orgánicos constituyen alternativas viables para complementar o sustituir parcialmente los fertilizantes minerales convencionales, contribuyendo simultáneamente a la productividad agrícola y a la sostenibilidad ambiental. Más allá de su capacidad para aportar nutrientes, estos productos influyen sobre procesos clave que regulan el funcionamiento del sistema suelo–planta–microorganismos, incluyendo la movilización de nutrientes en la rizosfera, la actividad microbiana, la dinámica del carbono y la salud del suelo. El conjunto de estudios realizados pone de manifiesto que la eficacia agronómica de los fertilizantes biobasados depende no solo de su composición, sino también de factores como las propiedades del suelo, las características del cultivo y las interacciones biológicas que tienen lugar en la rizosfera. Este conocimiento permite identificar los parámetros edáficos, microbiológicos, fisiológicos y ambientales más relevantes para evaluar su desempeño y proporciona una base científica sólida para diseñar estrategias de fertilización más eficientes, favoreciendo la integración de compost, digestatos, biochar, hidrochar y otros nutrientes recuperados tanto en sistemas convencionales como en enfoques agroecológicos y regenerativos.

USO DE COMPOST PARA PROTECCIÓN Y MEJORA DE LA SALUD DE SUELOS URBANOS

Remigio Paradelo Núñez[1], **Bianca Rompato**[2], **María Gómez Brandón**[3]

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

[2]*Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali (DAGRI), Università degli Studi di Firenze*

[3]*Grupo de Ecoloxía Animal, Universidade de Vigo*

Correo electrónico: remigio.paradelo.nunez@usc.es

Resumen: Conservar y mejorar la salud de los suelos en zonas urbanas, expuestos a numerosos procesos de degradación y profundamente alterados por las actividades antrópicas, es un reto complejo al que puede contribuir positivamente una gestión adecuada de los residuos urbanos mediante el tratamiento de la fracción orgánica mediante compostaje y la posterior reutilización del compost para mejorar los suelos urbanos. Aunque la principal aplicación del compost es su uso como enmienda en suelos agrícolas, las ciudades también ofrecen oportunidades para su reutilización, que hasta la fecha se han explorado menos, aunque sin duda cobrarán importancia en el futuro. En primer lugar, como enmienda orgánica en agricultura urbana, una práctica que se está desarrollando rápidamente en muchas ciudades bajo diferentes modalidades. La utilización del compost para la restauración de suelos urbanos degradados o para la reconstrucción de suelos en proyectos de paisajismo es otra de las aplicaciones potenciales, ya que muchos de estos suelos se beneficiarían de un mayor contenido de materia orgánica. Finalmente, el compost de residuos urbanos puede utilizarse como componente de sustratos para infraestructuras verdes, en tejados verdes o jardines verticales. Estos aspectos se debatirán mediante ejemplos de estudios recientes realizados en la ciudad de Santiago de Compostela, que demuestran que la implementación de prácticas de reciclaje de residuos urbanos compostados dentro de la ciudad representa una oportunidad para gestionar la creciente cantidad de residuos de forma sencilla y eficiente, incrementando la circularidad de los procesos y contribuyendo a la mejora de la salud de los suelos urbanos.

Palabras clave: residuos urbanos; agricultura urbana; compactación; infraestructuras verdes.

1. Introducción

La producción, gestión y posibilidades de reciclaje de los residuos urbanos son cuestiones esenciales para la sostenibilidad de las ciudades, en un momento en el que las cantidades de residuos aumentan paralelamente al incremento exponencial de la población urbana en todo el planeta. Al mismo tiempo, la expansión urbana y las actividades asociadas tienen importantes impactos en el uso y propiedades del suelo: el crecimiento urbano y las infraestructuras ocupan y/o destruyen suelos fértiles, en muchos casos sellándolos o compactándolos y sometiéndolos a procesos de contaminación. Ambos problemas (gestión de residuos urbanos y degradación de los

suelos de las ciudades) podrían abordarse conjuntamente, mediante el diseño de planes para la reutilización de residuos urbanos orgánicos como enmiendas en suelos urbanos.

Los usos principales del compost son como enmienda de suelos agrícolas (Hargreaves y col., 2008), como componentes de sustratos hortícolas (Sterett, 2001) o en restauración de suelos contaminados (Park y col., 2011). Sin embargo, las ciudades también ofrecen oportunidades para su reutilización, menos exploradas hasta ahora, pero que sin duda cobrarán importancia en el futuro, incluyendo su uso como enmienda orgánica en agricultura urbana, que se está desarrollando rápidamente en muchas ciudades bajo diferentes modalidades. El aprovechamiento para la recuperación de suelos urbanos degradados, para la reconstrucción de suelos en proyectos de paisajismo o para la instalación de infraestructuras verdes como cubiertas verdes o jardines verticales también son posibles aplicaciones, ya que estas se beneficiarían de un aumento de los niveles de materia orgánica. La implantación de prácticas de reutilización de residuos urbanos compostados dentro de las ciudades representaría una oportunidad para gestionar de forma sencilla y eficiente las crecientes cantidades de residuos orgánicos producidos en las zonas urbanas, al tiempo que contribuye a mejorar las propiedades de los suelos urbanos (Paradelo, 2026).

En este trabajo se resumen los resultados de un proyecto de investigación cuyo objetivo ha sido evaluar nuevas formas de uso del compost en las ciudades con el fin de aumentar la reutilización y la circularidad en el tratamiento de residuos urbanos, conectando los esquemas de gestión de residuos y protección del suelo.

2. Material y Métodos

Se han evaluado tres usos posibles del compost en la ciudad: (1) enmienda en agricultura urbana, (2) restauración de suelos urbanos degradados, y (3) componente de sustratos para tejados verdes, en estudios de laboratorio, invernadero y campo, utilizando seis compost de residuos urbanos de distintas fuentes: dos compost domésticos producidos a pequeña escala, facilitados por la Diputación de Pontevedra y el Ayuntamiento de Santiago de Compostela, un compost de restos vegetales fabricado a escala media, proporcionado por el Ayuntamiento de Santiago, y tres compost de residuos sólidos urbanos fabricados a escala industrial por la empresa pública SOGAMA (Sociedade Galega do Medio Ambiente).

2.1 Uso como enmienda en agricultura urbana

Adsorción de contaminantes en suelos enmendados con compost. Se han utilizado tres suelos de huertos urbanos públicos en Santiago de Compostela, con niveles de metales moderadamente altos de partida, basándose en estudios previos, y un compost de RSU, uno de restos vegetales y uno doméstico. Se han evaluado dos dosis de cada compost: 20 y 100 Mg ha^{-1} en cada suelo, evaluándose a continuación la capacidad de retención de cuatro contaminantes (Cu, Pb, P y As) mediante ensayos de adsorción en *batch*.

Ensayos de fertilidad. Se han realizado pruebas de crecimiento de *Lolium* en macetas con dos suelos urbanos enmendados con cinco compost en una dosis de 60 Mg ha^{-1}. Se han estudiado la tasa de mineralización de los compost, las propiedades físicas (retención de agua y estabilidad de agregados) y químicas (pH, salinidad, nutrientes, C y N) del suelo, y el rendimiento vegetal. Además, se ha establecido un experimento de campo de carácter demostrativo en una parcela de 500 m^2 cedida por el Ayuntamiento de Santiago de Compostela en un área de huertos urbanos, en la que se estudiarán los efectos de una dosis anual de compost de restos vegetales sobre el suelo.

2.2 Uso en restauración de suelos urbanos degradados

Efecto del compost en la susceptibilidad a la compactación del suelo. Se han realizado estudios del efecto de un 20% de tres compost (RSU, restos vegetales, y doméstico) sobre la susceptibilidad a la compactación (determinada mediante el test Proctor) de diversos materiales minerales presentes en suelos urbanos: suelo excavado, residuos de construcción y demolición (RCD), y tres tipos de arena usados por el servicio de jardinería del Ayuntamiento de Santiago de Compostela, en comparación con un suelo urbano rico en materia orgánica no compactado como control.

Ensayo de restauración. Se estableció un ensayo de campo para la restauración de un suelo compactado por el paso de peatones en el Campus Universitario. En la zona compactada se establecieron parcelas por cuadruplicado de dos tratamientos: un suelo importado para jardinería, y una mezcla de subsuelo procedente de excavaciones y compost de restos vegetales al 30% (v/v), comparándose con el suelo compactado sin restaurar y con un suelo cercano no afectado por compactación. En el momento inicial y posteriormente cada seis meses se realizaron medidas en campo y laboratorio de propiedades biológicas (respiración y composición de comunidades microbianas), químicas (pH, C, N y nutrientes) y físicas (densidad aparente, infiltración, compactación, estabilidad de agregados, capacidad de retención de agua).

2.3 Uso como componente de sustratos para tejados verdes

Para evaluar el uso en la formulación de sustratos para infraestructuras verdes, se realizó un experimento de crecimiento de *Lolium* en maceta. Para ello se elaboraron sustratos con la siguiente composición: una parte mineral compuesta de una mezcla de perlita, vermiculita, y arena o RCD, y una parte orgánica en dos dosis: 15% o 30% de tres compost (RSU, restos vegetales, y doméstico). Se determinaron las principales propiedades físicas (porosidad y retención de agua) y químicas (pH, conductividad eléctrica, C, N y nutrientes) de los sustratos, y la productividad vegetal.

3. Resultados y Discusión

3.1 Uso como enmienda en agricultura urbana

Los estudios de utilización como enmienda en huertos urbanos demostraron mejoras de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos por efecto de los compost, aunque no incrementos de la productividad vegetal en las condiciones ensayadas. La capacidad de retención de contaminantes de los suelos enmendados con compost siguió la secuencia P > Pb > Cu > As. Los resultados indicaron un efecto muy débil de los compost y únicamente en la dosis más alta ensayada, lo que puede relacionarse con la capacidad de adsorción muy elevada en los suelos sin enmienda, debido seguramente a su elevado contenido en materia orgánica de partida (4-6%).

3.2 Uso en restauración de suelos urbanos degradados

En los estudios de uso de compost en la restauración de suelos urbanos compactados se observó que reducen la susceptibilidad a la compactación y mejoran rápidamente las propiedades físicas de los suelos compactados. Los tres tipos de compost estudiados redujeron consistentemente la susceptibilidad a la compactación de los tres materiales minerales, igualando al menos el comportamiento del suelo control. Los mejores resultados se obtuvieron con mucha diferencia con el compost de restos vegetales, mientras que entre los materiales minerales el que presentó mejores propiedades fue el suelo excavado. Los resultados obtenidos en el ensayo de campo tras un año

de evolución muestran que el tratamiento con compost obtuvo los mejores resultados, mejorando en poco tiempo las propiedades biológicas y reduciendo la compactación hasta niveles comparables al suelo no afectado por la compactación.

3.3 Uso como componente de sustratos para tejados verdes

Todos los sustratos elaborados con compost y residuos presentaron características físicas y químicas adecuadas para su uso, observándose que los elaborados con compost de restos vegetales presentaron las mejores propiedades físicas, mientras que la mayor productividad y fertilidad química se obtuvieron con el compost doméstico. Además, se ha comprobado que es posible la utilización de residuos de construcción y demolición molidos en sustitución de la arena, prestando especial atención al pH y la salinidad de los sustratos.

4. Conclusiones

En conclusión, se demuestra que los residuos producidos en la ciudad pueden reciclarse mediante compostaje como enmienda de suelos urbanos, combinando así la gestión de residuos y la protección de la salud del suelo. Los estudios en huertos urbanos demostraron mejoras de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos por efecto de los compost, aunque no incrementos de la productividad vegetal en las condiciones ensayadas. En los estudios en la restauración de suelos urbanos compactados se observó que los compost reducen la susceptibilidad a la compactación y mejoran rápidamente las propiedades físicas de los suelos compactados. Por último, se demostró que los sustratos elaborados con compost y residuos presentan características físicas y químicas adecuadas para su uso en infraestructuras verdes. Globalmente, el compost de restos verdes es el que presentó mejor desempeño en las tres aplicaciones.

5. Bibliografía

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosys. Environ*. 123, 1–14.

Paradelo, R., 2026. Reuse of composted organic wastes within cities for circularity, urban greening and soil health. En: A. Paltseva (Ed.) *Urban Soils and Ecosystems: Building Resilience in the Age of Urbanization*. Springer (en prensa).

Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., Chung, J.-W., 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 185, 549–574.

Sterrett, S.B., 2001. Compost as horticultural substrates for vegetable transplant production. En: P.J. Stoffella, B.A. Kahn (Eds) *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*. Lewis Publication, Boca Raton, FL, USA, pp. 227–240.

6. Agradecimientos

Este estudio forma parte del proyecto TED2021-130970B-I00, financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) - MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y la Unión Europea "Next Generation EU"/PRTR.

USO DEL COMPOST EN LA RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS MEDIANTE BIOPILAS AIREADAS

Sandra Curiel Alegre[1], Aqib Hassan Ali Khan[1], Blanca Velasco-Arroyo[1], Laura Carrera[2], Marta Martín[2], David Durán[2], Blanca Juez[3], Rocío Barros[1], Carlos Rad[4]

[1]ICCRAM-Environment, Sustainability and Toxicology Group. Universidad de Burgos. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos

[2]Dpto. Biología, Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Darwin 2. 28049 Madrid

[3]ACCIONA, C/ Valportillo II, 8. 28108 Alcobendas, Madrid (España).

[4]UBUCOMP. Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos

Resumen: Uno de los problemas ambientales más significativos en la actualidad es la contaminación de los suelos por hidrocarburos derivados del petróleo, lo que provoca efectos adversos con potencial afección a la salud humana. Los procesos de biorremediación se posicionan como una alternativa sostenible, no invasiva en el ecosistema y económicamente viable para la recuperación de estos suelos contaminados. Este estudio aborda la viabilidad a escala real de un proceso de biorremediación que incorpora al suelo contaminado un vermicompost de residuos orgánicos y un consorcio microbiano especializado en la degradación de hidrocarburos derivados del petróleo. Se construyeron dos biopilas aireadas, una con el suelo contaminado (CT) para testar la atenuación natural de la contaminación y otra con vermicompost e inoculación microbiana (BAVC). Estas biopilas se establecieron sobre una superficie cementada y correctamente sellada para evitar la lixiviación de los líquidos producidos a lo largo del proceso. La temperatura y la humedad se controlaron mediante sensores y la humedad se mantuvo con la irrigación de agua cuando se requería, realizándose un seguimiento del proceso durante 9 meses con muestreos de suelo periódicos y en los que se analizó la concentración de hidrocarburos y la evolución de sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Las biopilas partían de una concentración de hidrocarburos de 20.000 mg kg^{-1}, lográndose en la biopila BAVC una reducción final del 70% en la concentración de hidrocarburos, mientras que dicha pérdida era fue sólo del 30% en la biopila CT con atenuación natural.

Palabras clave: vermicompost, biorremediación, consorcios microbianos, salud del suelo, atenuación natural.

1. Introducción

La contaminación del suelo constituye uno de los principales desafíos ambientales del planeta. Entre sus causas más relevantes destaca la dispersión de contaminantes persistentes, como los hidrocarburos totales del petróleo (HTP), cuya presencia puede generar efectos adversos sobre los ecosistemas y los organismos vivos. Además, estos compuestos representan un riesgo potencial para la salud humana debido a su posible incorporación y transferencia a través de la cadena alimentaria. Los métodos convencionales de descontaminación de suelos, basados en tratamientos fisicoquímicos o térmicos, suelen implicar elevados costes económicos, un considerable impacto ambiental y, en muchos casos, una eficacia limitada. En este contexto, los procesos de biorremediación son una alternativa sostenible, respetuosa con el medio ambiente y económicamente viable para la recuperación de suelos contaminados. Esta estrategia, además de ser poco invasiva para el ecosistema, ofrece soluciones duraderas y eficaces a largo plazo (Khalid

et al., 2017). La biorremediación se fundamenta en la capacidad metabólica de determinados microorganismos para degradar, transformar o eliminar los contaminantes orgánicos presentes en el suelo mediante su metabolismo.

Este estudio parte de un escalado previo que incluía su optimización en laboratorio donde se ensayaron diferentes enmiendas orgánicas y consorcios microbianos (Curiel-Alegre y col. 2022), un escalado a escala piloto en la que se incorporaron tecnologías híbridas como la bioaumentación y los sistemas bioelectroquímicos pasivos (Curiel-Alegre y col. 2025), y finalmente su implementación a escala real con la construcción de biopilas de los tratamientos más factibles, y que se recogen en el presente trabajo.

2. Material y Métodos

El suelo contaminado procede de los acopios de suelo retirados tras vertidos espontáneos de hidrocarburos y otros contaminantes que han tenido lugar en un parque de maquinaria situado en la localidad de Noblejas (Toledo). El suelo tenía las siguientes características: textura franco-arenosa (58,3% arena, 29,8% limo, 11,8% arcilla), pH (1:5, p/v) 7,1, conductividad eléctrica (1:5 p/v) 0,839 dS m^{-1}, densidad aparente 1,51 kg L^{-1}, humedad a capacidad de campo (CC) 25,33 %, Materia Orgánica 3,85%, nitrógeno total 0,02%, carbonatos 35,08%. Las concentraciones totales de elementos traza (mg kg^{-1}) fueron: As 77,3; Cd 7,8; Cr 14,9; Cu 8,5; Ni 9,9; Pb 339,2; Zn 680,5. La concentración de HTP 20.000 mg kg^{-1}.

Para la realización del proceso de biorremediación a escala real se construyeron dos biopilas de 10 toneladas de suelo cada una: CT en la que se testeó la atenuación natural, y BAVC que incorporaba vermicompost agroalimentario (2% p/p) y consorcios microbianos que se introdujeron en una suspensión de; la inoculación se realizó en el día 0 y 30 de la experiencia. Estas biopilas fueron construidas sobre una superficie cementada y correctamente sellada con lámina geotextila para evitar procesos de lixiviación de contaminantes no deseados, incorporaban además un elemento de aireación mediante una soplante y tuberías porosas y un sistema de pulverización de agua para el mantenimiento de la humedad (Fig. 1). Las dimensiones de la biopilas fueron de 2 *x* 5 *x* 0.6 m^3.

La temperatura y la humedad del suelo se controlaron mediante sensores con registro periódico cada 30 min (Meter, USA). El contenido de humedad se mantuvo constante con la irrigación de agua cuando se requería. En los días 1 y 30 se incorporaron mediante riego, 80 L de suspensiones de 10^8 cfu/mL de una comunidad microbiana sintética compuesta por *Pseudomonas putida*, *Rhodococcus jialingiae*, *Rhodococcus* WAY-2, *Achromobacter aegrifaciens*, *Delftia acidovorans* y *Novosphingobium silvae* capaz de degradar hidrocarburos y sin la presencia de microorganismos de riesgo.

Durante 9 meses se tomaron muestras periódicas de suelo en 3 puntos diferentes de las biopilas y se determinaron las propiedades fisicoquímicas del suelo y su eficiencia de la degradación de HTP, todo ello de acuerdo con procedimientos estandarizados de medida y que se han sido recopilados por Curiel-Alegre y col. (2022) en un trabajo anterior.

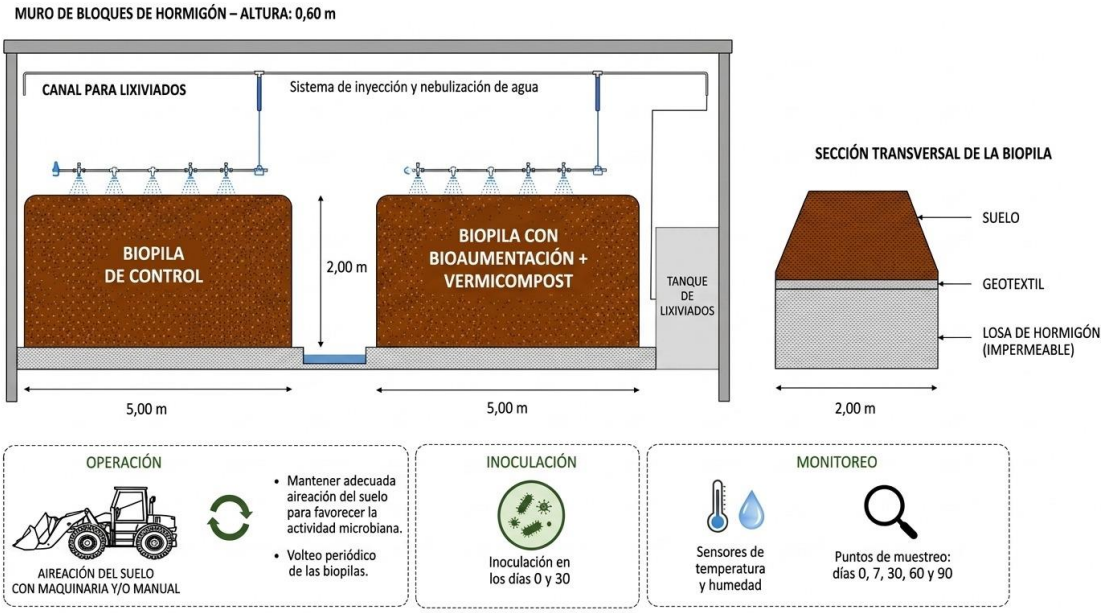


Figura 1. Esquema de construcción de la biopila, así como las labores de seguimiento realizadas.

3. Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos evidencian una evolución diferenciada de la concentración de hidrocarburos en ambos tratamientos. En el tratamiento control (CT), la concentración de hidrocarburos totales del petróleo (TPHs) se mantuvo prácticamente constante durante los primeros 120 días, observándose posteriormente una reducción gradual hasta alcanzar valores finales próximos a 15.000 mg/kg MS. Por el contrario, el tratamiento BAVC presentó una disminución más acusada de la concentración de TPHs a partir de los 90 días, que se prolongó hasta aproximadamente los 180 días, momento en el que la concentración tendió a estabilizarse en torno a 5.000 mg/kg MS.

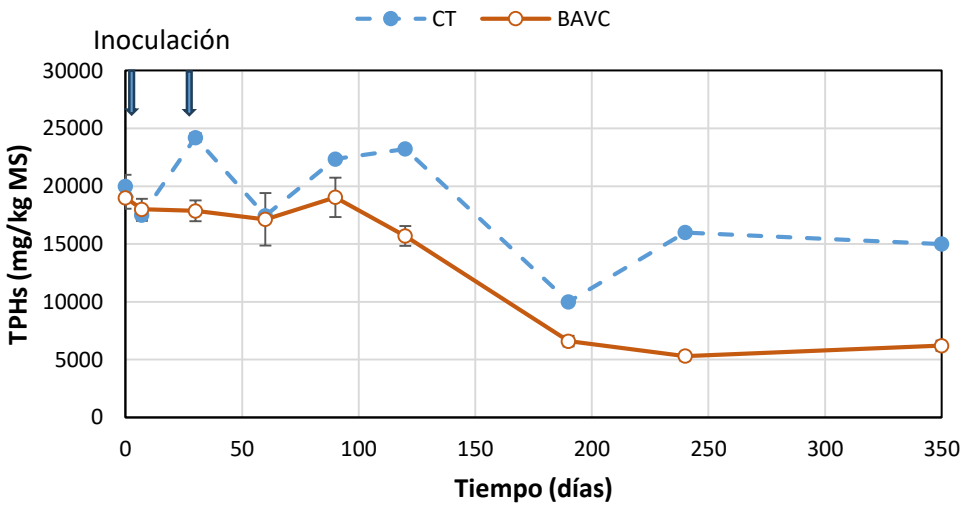


Figura 2. Variación de la concentración de TPHs en ambas biopilas: CT, control y BAVC, pila con vermicompost e inoculación.

Tabla 1. Evolución de los contendidos de C-orgánico y N totales y P-Olsen en ambas biopilas: CT, control y BAVC, pila con vermicompost e inoculación.

Tiempo (días)	C-orgánico Total (%)		Nitrógeno Total (%)		P-Olsen (%)	
	CT	BAVC	CT	BAVC	CT	BAVC
0	3.520 ± 0.346	4.765 ± 0.037	0.069 ± 0.006	0.232 ± 0.015	nd ± nd	40.865 ± 8.208
7	3.817 ± 0.960	5.915 ± 0.802	0.072 ± 0.012	0.340 ± 0.012	nd ± nd	232.822 ± 6.095
30	4.384 ± 0.299	6.505 ± 0.295	0.062 ± 0.005	0.317 ± 0.005	nd ± nd	223.259 ± 9.138
60	3.481 ± 0.272	4.358 ± 0.058	0.077 ± 0.006	0.224 ± 0.010	2.930 ± 1.026	268.384 ± 25.529
90	3.465 ± 0.194	5.154 ± 0.077	0.079 ± 0.008	0.229 ± 0.002	6.453 ± 1.313	278.107 ± 19.901
120	3.589 ± 0.468	4.173 ± 0.136	0.079 ± 0.079	0.196 ± 0.196	2.036 ± 1.001	230.041 ± 12.732

La evolución de ambas biopilas pone de manifiesto una diferencia significativa en la eficiencia de degradación. El tratamiento CT alcanzó una eficiencia del 25 %, atribuible a procesos de atenuación natural limitados por la baja disponibilidad de nutrientes (Tabla 1), lo que habría ralentizado la actividad microbiana degradadora. En contraste, el tratamiento BAVC logró una eficiencia de degradación del 75 %, asociada a la aplicación conjunta de vermicompost y la doble inoculación. Este efecto fue especialmente evidente tras el periodo comprendido entre los 60 y 90 días, cuando la liberación progresiva de nutrientes procedentes del vermicompost probablemente favoreció la actividad de las poblaciones microbianas responsables de la degradación de los hidrocarburos.

4. Conclusiones

- La aplicación de vermicompost y doble inoculación microbiana mejoró significativamente la degradación de hidrocarburos, alcanzando una eficiencia del 75 % frente al 25 % del tratamiento control.
- Los resultados obtenidos a escala real demuestran la viabilidad de esta estrategia de biorremediación donde la introducción de vermicompost es clave para la recuperación de suelos contaminados por hidrocarburos.

5. Bibliografía

Curiel-Alegre S., Khan A.H.A., Rad C. y col., 2025. Bioaugmentation and vermicompost facilitated the hydrocarbon bioremediation: scaling up from lab to field for petroleum-contaminated soils. *Environ Sci Pollut Res* 32, 16601–16616.

Curiel-Alegre S., Velasco-Arroyo B., Rumbo C. y col., 2022. Evaluation of biostimulation, bioaugmentation, and organic amendments application on the bioremediation of recalcitrant hydrocarbons of soil, *Chemosphere* 307, 135638.

Khalid S., Shahid M., Niazi N.K. Murtaza B., Bibi I., Dumat C., 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *J Geochem Explor* 182, 247-268.

6. Agradecimientos

Este trabajo FUE realizado con la financiación del Proyecto Europeo GREENER (GA No. 826312).

SESIÓN 5

GESTIÓN URBANA DE BIORRESIDUOS Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA

COMPOSTAJE COMUNITARIO EN HORTALEZA: DE UN ÉXITO SOCIAL Y MEDIOAMBIENTAL A UN FRACASO POLÍTICO Y BUROCRÁTICO

Marco Panettieri[1,2], Mar Sánchez Casamayor[2], Javier Pino Ruíz[2], Irene María del Pozo Gómez[2], Silvia Cenzano Gutiérrez[2], Cristina Regueira Molina[2], Íñigo Vitón[2]

[1]Instituto de Ciencias Agrarias ICA-CSIC, Calle Serrano 115 bis, 28006 Madrid
[2]Asociación de Compostaje Comunitario de Hortaleza, Calle Carril del Conde 64, 28043 Madrid

Resumen: La Asociación de Compostaje Comunitario de Hortaleza es una iniciativa ciudadana del distrito homónimo, en el noreste de Madrid, activa desde 2016. Este proyecto pionero logró crear y gestionar, en colaboración con el Ayuntamiento y gracias al esfuerzo de sus socios y socias, cinco Áreas de Compostaje comunitario, cada una equipada con varias compostadoras de 1.000 litros. En 2023, la asociación contaba con más de 400 familias que compostaban la fracción orgánica de sus residuos domésticos, empleando restos de poda procedentes de parques y jardines como material estructurante. Tras la organización de más de 200 talleres formativos, numerosas jornadas comunitarias de mantenimiento y un seguimiento ejemplar de las actividades, se transformaron más de 40 toneladas de residuos orgánicos en 15 toneladas de compost clasificado como “Clase A” según los análisis realizados. A pesar de estos resultados, en junio de 2024 el Ayuntamiento y la Junta Municipal del Distrito decidieron poner fin al proyecto. Una revisión de los convenios retiró a la asociación la concesión del uso del espacio público, y, por tanto, de las Áreas de Compostaje, alegando la necesidad de una licitación. Este proceso quedó desierto debido a condiciones inasumibles para una entidad sostenida por trabajo y cuotas voluntarias. Como consecuencia, la participación ciudadana y la aportación de residuos se redujeron en un 80%, aunque las áreas siguen operativas.

Palabras clave: gestión de residuos, descentralización, iniciativas vecinales, asociacionismo, gestión de espacios públicos.

1. Introducción

El compostaje comunitario se ha consolidado como una estrategia clave en la gestión sostenible de los residuos orgánicos, especialmente en contextos urbanos donde la presión sobre los sistemas tradicionales de gestión de residuos es creciente. Este modelo descentralizado permite que comunidades locales participen activamente en el tratamiento de sus propios residuos, transformándolos en recursos útiles como el compost (EPA, 2026).

Desde una perspectiva económica, el compostaje comunitario presenta ventajas significativas frente a los sistemas centralizados de gestión de residuos. Al reducir la necesidad de transporte y tratamiento en grandes instalaciones, disminuyen los costes asociados a la gestión municipal y se mejora la selección de residuos y la calidad del compost.

Además, el compostaje comunitario representa la mejor opción para reducir las emisiones de CO_2eq derivadas del tratamiento y la gestión de los residuos alimentarios domésticos (European Commission, 2010). Cabe destacar la reducción significativa de las emisiones de metano en comparación al tratamiento en macroplantas, lo que contribuiría a aliviar situaciones críticas como la que se verifica en la planta de tratamiento de residuos de Valdemingómez (Madrid), identificada como uno de los puntos calientes de emisión de metano en Europa (Krautwurst et al., 2025).

Desde el punto de vista de su implementación, el compostaje comunitario se basa en la participación activa de asociaciones vecinales, centros educativos o colectivos ciudadanos. Estas iniciativas suelen desarrollarse en espacios compartidos, la flexibilidad del modelo permite adaptarlo a distintas escalas y diversos contextos urbanos, aunque los factores claves son la educación ambiental, la correcta separación de residuos en origen y la existencia de infraestructuras adecuadas (Arizmendiarrieta et al., 2025; Climate & Clean Air Coalition, 2016).

Si bien el tejido ciudadano y el asociacionismo pueden autogestionar la formación de los/as

usuarios/as compostadores, optimizando los procesos de separación de los residuos, el mantenimiento básico de los espacios y la gestión de las fases del compostaje, las instituciones deben asumir la cesión de espacios, la instalación y el mantenimiento de infraestructuras, así como la supervisión de los eventuales, y poco probables, riesgos asociados (como accidentes, presencia de plagas y contaminantes). Además, el compostaje comunitario presenta poca o ninguna rentabilidad económica y, a pesar de necesitar poca inversión para su implementación, sigue generando algunos costes (mantenimiento, suministro de material lignocelulósico, seguros etc.) que difícilmente pueden cubrirse por parte de las iniciativas ciudadanas sin aportes institucionales (Climate & Clean Air Coalition, 2016). En un contexto de colaboración público-comunitaria (Fernández Casadevante & Marcellesi, 2026), el compostaje comunitario puede alcanzar resultados tangibles y relevantes. Sin embargo, la volatilidad política puede llegar a crear un entorno de incertidumbre institucional que dificulta el desarrollo y la continuidad de iniciativas ciudadanas.

Este trabajo presenta la situación de la Asociación de Compostaje Comunitario de Hortaleza, una asociación vecinal sin ánimo de lucro constituida en el distrito homónimo de la zona noreste de Madrid en 2016. Entre sus fines, se incluyen “Fomentar la gestión responsable de los residuos orgánicos, con tratamientos descentralizados aeróbicos de manera comunitaria en el ámbito urbano”, “Concienciar, formar, asesorar, dinamizar y realizar actividades diversas para fomentar el compostaje comunitario” y “Asesorar y coordinar, en su caso, la gestión de las Áreas de Compostaje Comunitario del distrito”. La actividad de la asociación puede dividirse en dos fases según el nivel de colaboración establecido con el Ayuntamiento y con la Junta Municipal del Distrito (JMD).

En la primera fase (2016-2023), denominada en este trabajo “Fase de colaboración”, la Asociación firmó un convenio para (1) la cesión de espacios públicos en los que se fueron instalando, sucesiva pero intermitentemente, las 5 Áreas de Compostaje (cada una equipada con 3-6 compostadoras cerradas de 1000 litros) y (2) la coordinación de las actividades en las mismas (talleres didácticos, jornadas para colectivos específicos como ayuntamientos, entidades formativas, centros escolares, asociaciones, mercadillos agroecológicos, etc). Parte de las instalaciones fueron autofinanciadas mediante las cuotas asociativas y las subvenciones obtenidas, mientras que la mayoría de los trabajos de acondicionamiento corrieron a cargo del Ayuntamiento.

En la segunda fase (2023-presente), denominada en este trabajo “Fase de licitación”, el Ayuntamiento y la JMD, decidieron revocar de forma unilateral el convenio y publicar una licitación para la concesión de los espacios y de las actividades de coordinación y gestión de las áreas. Si bien la licitación era de carácter gratuito, los requerimientos burocráticos, entre ellos un seguro de responsabilidad civil por una cuantía inasumible, hicieron imposible la participación de la Asociación, dejando desierta la licitación.

Como consecuencia, las 5 Áreas las gestionan actualmente las Unidades Distritales de Colaboración, que se encargan de tareas básicas de mantenimiento y del volteado y cribado del compost, sin que se esté llevando a cabo ninguna actividad de dinamización en las áreas. En este trabajo se analiza cómo la creación de una barrera burocrática innecesaria ha influido sobre el ciclo de residuos y las emisiones de CO_{2eq}.

2. Material y Métodos

Los datos presentados se recogieron desde 2016 a 2024 por parte de la Asociación de Compostaje Comunitario y se pueden consultar en los informes anuales publicados en la web https://compostajecomunitariohtz.org/. Para los años 2024 y 2025, las Unidades Distritales de Colaboración nos han comunicado la disminución del volumen de residuos aportados y de compost obtenido, estimada en un -80% frente al año 2023.

El peso de los residuos tratados en cada Área se ha calculado por volumetría en función del

registro (online o en papel) de las veces que se aportaban restos orgánicos a la compostera, considerando la capacidad del cubo estándar en 10 litros. Por su parte, el peso del compost generado se ha calculado también por volumetría en cuatro Áreas, y con una balanza en un Área. Además, los residuos de la fracción orgánica doméstica se mezclan con un "agente estructurante" lignocelulósico, es decir restos de talas y podas de los jardines municipales procedentes de la planta de compostaje municipal "Migas Calientes", cuyo peso se ha estimado por volumetría.

La receta de compostaje (aproximadamente 1 cubo de residuos por 1 cubo de estructurante) y los procedimientos de aireación manual se explicaban a los/as socios/as durante el taller formativo, mientras que los/as maestros/as compostadores/as se encargaban de revisar la correcta humedad y aireación de la mezcla con frecuencia semanal. El compost cribado se ha analizado en dos centros del CSIC (Instituto de Ciencias Agrarias ICA en Madrid y Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura CEBAS en Murcia) confirmandos la excelente calidad del compost (Clase A).

Las emisiones de CO_{2eq} correspondientes a los métodos de gestión de residuos orgánicos domésticos se han estimado a partir del "Final report assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union" (European Commission, 2010).

3. Resultados y Discusión

La figura 1 muestra la progresión del compostaje comunitario en las Áreas municipales del distrito de Hortaleza, desde 2017 hasta 2025 en base anual (Izquierda) o como dato acumulado (Derecha). En la "Fase de convenio" se puede apreciar un aumento progresivo de los residuos aportados a lo largo del año y, consecuentemente del compost obtenido. El aumento se correlaciona con la instalación de nuevas áreas, aunque, dependiendo de su localización, estas pueden experimentar un periodo de latencia hasta establecer un flujo constante de residuos o incluso de "cansancio" de las personas que compostan, lo que puede generar abandono tras un periodo de actividad. Por eso la actividad de captación, formación y dinamización es esencial para reducir la latencia y prolongar la participación ciudadana manteniendo constante el número de aportes (Campbell et al., 2025).

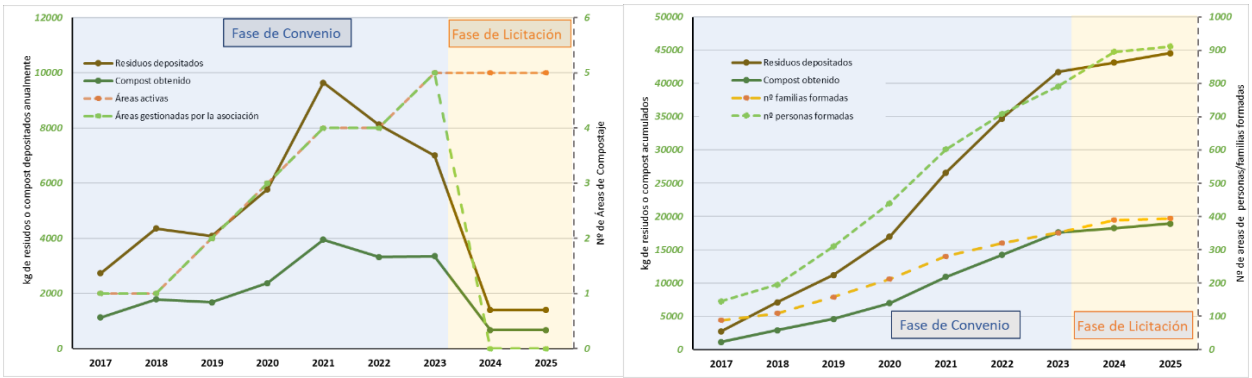


Figura 1. IZQUIERDA: Cantidad anual de residuos depositados, compost generado, Áreas de Compostaje en el distrito y Áreas gestionadas por la Asociación. **DERECHA**: cantidad acumulada de residuos depositados, compost generado, personas y familias formadas por la asociación. Los valores de las series representadas por líneas continuas se refieren a los ejes Y a la izquierda de las gráficas, los valores de las series representadas por líneas discontinuas en los ejes Y a la derecha.

A partir de finales de 2023, en un contexto de ciertas discrepancias con el Ayuntamiento, se pasa a la "Fase de licitación", en la que la asociación deja de ser responsable de los espacios y de la gestión de las áreas. De ellas, cuatro siguen activas y una se cerró al público hasta finales de 2025. Esta situación ha producido una disminución del volumen de residuos aportados y de compost producido, llegando a valores mínimos incluso inferiores a los de 2017, cuando solo existía un área.

Aún más evidente es el dato acumulado a lo largo de los años que se muestra en la Figura 1 (Derecha), donde la "Fase de licitación" ha provocado una reducción en la gestión de residuos y la producción de compost, pero también el colapso de la captación y formación de personas y familias interesadas en compostar, dificultando el necesario relevo de las personas participantes que de forma natural deciden abandonar el proyecto.

Además del efecto perjudicial sobre el tejido ciudadano de una decisión poco comprensible que ha generado rechazo vecinal (Rodríguez, 2026), entorpecer un proyecto activo y válido ha tenido un coste medioambiental importante. Los residuos que no se han llevado ni se llevarán a las Áreas de Compostaje, empeoran el balance de emisiones de CO_{2eq}.

Las 44 toneladas de residuos compostados por la Asociación han reducido las emisiones de CO_{2eq} en casi 4 toneladas. Sin embargo, solo hubieran producido una reducción de 2 toneladas si se hubieran tratado por digestión anaerobia, mientras que hubieran emitido 1,4 toneladas de CO_{2eq} si se hubieran tratado en una macroplanta de compostaje, o ~51 toneladas en vertedero (Figura 2).

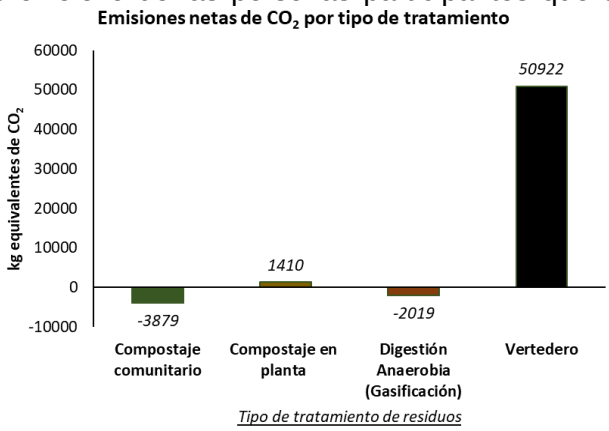


Figura 2. Balance de emisión de CO_{2eq} de las 44 toneladas de residuos gestionadas por la Asociación de Compostaje Comunitario de Hortaleza, según el tipo de tratamiento (European Commission, 2010).

4. Conclusiones

El compostaje comunitario necesita de la colaboración público-comunitaria entre el tejido vecinal y asociativo y las instituciones responsables. Un exceso de burocratización entorpece iniciativas valiosas, provocando peores resultados en términos de cantidad de residuos compostados, compost producido y, consecuentemente, empeorando el balance de las emisiones de CO_{2eq}.

5. Bibliografía

Arizmendiarrieta, J. S., Irigoien, I., & Plana, R., 2025. Home and Community Composters: Decentralized systems. En: Sánchez, A., Gea, T., Font, X., Artola, A., Barrena, R., Moral-Vico, J., (eds) Home and. Composting: Fundamentals and Recent Advances, pp. 156–192. Royal Society of Chemistry 2025 eBook.

Campbell, C. G., Gusto, C., Kelsey, K. D., Haase, H., Cohen, N., Robertson, K., Kiker, G. A., & Boz, Z., 2025. *Household food waste behaviors of participants in a municipal community compost program*. Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development, 14(2), 9–26.

Climate & clean Air Coalition, 2016. *Sustainable Financing and Policy Models for Municipal Composting. Urban* Development Series Knowledge Papers, 24.

Environment Protection Agency EPA, 2026. *Community composting basics* https://www.epa.gov/sustainable-management-food/community-composting (fecha de consulta 12/06/2026).

European Commission, 2010. Study contract NR 07.0307/2008/517621/ETU/G4 European Commission DG Environment ARCADIS Project number – 11/004759 | *Version C* | 12-02-2010

Rodríguez, 2026, El País https://elpais.com/espana/madrid/2026-04-10/el-concejal-aguafiestas-de-hortaleza-david-perez-arrebata-al-vecindario-un-proyecto-de-reciclaje-pionero-en-madrid.html (fecha de consulta 12/06/2026)

Fernández Casadevante, J.L. & Marcellesi, F., 2026. *Llaves para una puerta que todavía no existe. Cooperación público-comunitaria y transición ecosocial justa*. Foro Transiciones https://forotransiciones.org/2026/03/12/llaves-para-una-puerta-que-todavia-no-existe-cooperacion-publico-comunitaria-y-transicion-ecosocial-justa/ (fecha de consulta 12/06/2026)

Krautwurst, S., Fruck, C., Wolff, S., Borchardt, J., Huhs, O., et al., 2025. *Identification and quantification of CH_4 emissions from Madrid landfills using airborne imaging spectrometry and greenhouse gas lidar*. Atmospheric Chemistry and Physics, 25(21), 14669–14702.

DIAGNÓSTICO TÉCNICO-OPERATIVO Y CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL COMPOST EN UN SISTEMA DE COMPOSTAJE COMUNITARIO EN CATALUÑA

Zoe Palmes Flitt [1,2], Angélica Oviedo Ospina[1], Pedro Federico Rizzo[1], Laura Mejias[1]

[1]Centro Tecnológico BETA, Universidad de Vic – Universidad Central de Cataluña, Carretera de Roda 70, 08500 Vic, Barcelona, Spain. [2]Alternativa Humus, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina. Correo electrónico: zoe.palmes@uvic.cat

Resumen: El compostaje comunitario descentralizado es una opción creciente para la gestión local de biorresiduos en municipios pequeños. Les Masies de Roda (Cataluña, España) implementó en 2020 un sistema con 58 compostadores en 14 áreas y una instalación municipal de posprocesamiento; desde 2023 lo gestiona de forma autónoma el ayuntamiento. Este trabajo, en el marco del proyecto europeo MEDWISE (Interreg NEXT MED), establece una línea base técnico-operativa del sistema tras esa transición, con el fin de identificar limitaciones operativas y evaluar si la calidad del compost se mantiene respecto a la fase de gestión acompañada. Se combinó observación participante en las 14 áreas, entrevistas al conjunto del personal operativo y una caracterización analítica exploratoria del compost final entregado a la ciudadanía. El sistema se organiza en dos etapas, tratamiento en compostadores comunitarios y maduración/posprocesamiento en la instalación municipal, y presenta limitaciones asociadas a la ausencia de criterios de manejo estandarizados y de trazabilidad, que dificultan el seguimiento del proceso. El compost cumplió la Clase A del RD 506/2013 en metales pesados e higienización; la conductividad eléctrica elevada se identificó como el principal parámetro de atención. Los resultados indican que la transición a gestión autónoma no comprometió la calidad del producto, y sitúan la estandarización operativa, el registro y la trazabilidad como líneas prioritarias. Esta línea base orienta un programa experimental de optimización de estructurante y control de olores en el marco de MEDWISE.

Palabras clave: biorresiduos, gestión descentralizada, trazabilidad, calidad del compost, línea base.

1. Introducción

El compostaje comunitario descentralizado (CCD) ha ganado relevancia como alternativa al tratamiento centralizado de la fracción orgánica de los residuos municipales, especialmente en municipios pequeños y rurales, donde permite tratar la materia orgánica en el propio territorio, reducir costes de transporte y favorecer la implicación ciudadana (Bruni y col., 2020; de Souza y Drumond, 2022). En Cataluña, este modelo se incentiva mediante el retorno del canon de residuos que la Agencia de Residuos de Cataluña otorga a los municipios que demuestran un tratamiento adecuado de la fracción orgánica mediante CCD (Agència de Residus de Catalunya, 2022).

Les Masies de Roda (Osona, Cataluña; 704 habitantes en cuatro núcleos) implementó en 2020, en el marco del proyecto Decost y con el acompañamiento del Centro Tecnológico BETA (UVic-UCC), un sistema basado en 58 compostadores comunitarios distribuidos en 14 áreas y una instalación municipal de posprocesamiento, diseñado para tratar el 100% de la fracción orgánica del municipio. Un estudio técnico-económico de los tres primeros años demostró la viabilidad del modelo, con costes operativos inferiores al sistema centralizado previo y un compost que cumplió la Clase A del RD 506/2013 (Oviedo y col., 2025). Desde 2023 el sistema lo gestiona de forma autónoma el ayuntamiento.

Este trabajo se enmarca en el proyecto Interreg NEXT MED MEDWISE, para el cual Les Masies de Roda fue seleccionado como piloto de compostaje comunitario de la vertiente española. Como es habitual en esta etapa de los sistemas de CCD, persisten oportunidades de mejora en la estandarización de protocolos de manejo y en el seguimiento del proceso, aspectos relevantes para la calidad del compost (Oviedo y col., 2025; Alves y col., 2024) y para acreditar ante la Agència de Residus de Catalunya (ARC) un funcionamiento adecuado, condición asociada al retorno del canon. El objetivo de este trabajo es establecer una línea base técnico-operativa del sistema en su fase de

gestión autónoma; específicamente, (i) caracterizar la organización y el flujo operativo por etapas, (ii) identificar las limitaciones de manejo y trazabilidad de cada etapa, y (iii) evaluar si la calidad del compost final entregado a la ciudadanía se mantiene respecto a la fase de operación acompañada (Oviedo y col., 2025). Esta línea base orientará el diseño de mejoras operativas y de un programa experimental de optimización en el marco de MEDWISE.

2. Material y Métodos

El diagnóstico se desarrolló con un enfoque exploratorio, integrando observación directa, entrevistas semiestructuradas y una caracterización analítica preliminar del compost, complementadas con la revisión de fuentes secundarias. El trabajo de campo se realizó entre enero y febrero de 2026.

2.1 Área de estudio y alcance del diagnóstico

El sistema se examinó mediante observación participante durante las rutas de mantenimiento ordinarias de los operarios, que permitieron recorrer las 14 áreas de compostaje que lo integran (58 compostadores en total). Se examinaron las unidades activas y en distintos estados de llenado y maduración encontradas a lo largo de la ruta, lo que permitió observar el conjunto de situaciones operativas representativas del sistema. Se entrevistó a la totalidad del personal operativo del municipio (tres operarios organizados en dos equipos) y al alcalde.

2.2 Observación de campo y análisis de las entrevistas

Se documentó directamente el funcionamiento de los compostadores y de la instalación municipal (infraestructura, mantenimiento, presencia de impurezas, dinámica de llenado y vaciado). Las entrevistas semiestructuradas se analizaron mediante codificación temática en tres ejes: (i) infraestructura y aportación en origen, (ii) criterios de manejo y operación, y (iii) trazabilidad y control del proceso. La información se trianguló con la observación directa para reconstruir el flujo operativo completo e identificar los criterios de manejo aplicados, aunque no estén formalizados por escrito.

2.3 Muestreo y caracterización del compost

Se caracterizó el compost final disponible para uso ciudadano. La muestra se tomó del contenedor de 1 m³ situado en el punto de entrega de acceso restringido por tarjeta, desde el cual los vecinos retiran directamente el material; este punto representa el producto tal como llega al usuario final. Se recogió material abundante (40 litros) de distintas zonas del contenedor, se homogeneizó manualmente para obtener una muestra compuesta (3 litros) y se remitió al laboratorio para su análisis por triplicado. Se determinaron: pH, conductividad eléctrica (CE), sólidos totales y volátiles, nitrógeno amoniacal, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), fósforo y potasio totales, nitrato, nitrito, humedad, granulometría, densidad aparente, estabilidad biológica (IRD_1h), calidad sanitaria (E. coli y Salmonella spp.) y metales pesados (Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn, As).

Los resultados se expresan como media ± desviación estándar de las tres réplicas analíticas. Al tratarse de una única muestra compuesta, deben interpretarse como una caracterización exploratoria del producto final, no representativa de la variabilidad temporal ni del conjunto de compostadores; por este motivo no se aplicó estadística inferencial. La comparación con el Real Decreto 506/2013 (BOE, 2013; Clase A) y con los valores previos del mismo sistema (Oviedo y col., 2025) se realizó de forma descriptiva.

3. Resultados y Discusión

3.1 Descripción y limitaciones del sistema

El sistema se organiza en dos etapas. En la primera, la ciudadanía deposita la fracción orgánica en 58 compostadores comunitarios (14 áreas); el personal municipal los visita dos veces por semana, incorpora material estructurante y remueve mecánicamente con criterios basados en la

experiencia. Cada compostador alcanza un volumen operativo de unos 0,7 m³ y, una vez lleno, se cierra sin intervenciones posteriores. Luego de 1 a 4 meses, en la segunda etapa, el material se traslada en big bags (aproximadamente 0,5 t) a la instalación municipal, donde desde 2023 se añadió una fase de tratamiento en pilas. En el sector A se conforma una pila activa removida cada 15 días (permanencia estimada de alrededor de 3 meses) y en el sector B el material madura de forma mayoritariamente pasiva; el tamizado libera espacio y provee estructurante, y parte del compost se entrega directamente a los vecinos.

Las principales limitaciones se relacionan con tres aspectos. En origen, el uso de bolsas genera lixiviados, olores e insectos (sobre todo en primavera y verano) y la ausencia de control de acceso favorece la presencia de impropios. En la instalación, la mezcla únicamente al incorporar nuevos aportes (cada 15 días) genera heterogeneidad de humedad y temperatura y dificulta verificar que todo el material alcance condiciones termófilas de higienización. De forma transversal, el sistema carece de trazabilidad: no existe registro por compostador ni por lote de temperatura, humedad ni tiempos de proceso, lo que impide reconstruir la trayectoria del material. Aunque el cumplimiento del RD 506/2013 no es una exigencia legal en un sistema no comercial, sí resulta relevante demostrar ante la ARC un seguimiento adecuado, condición asociada al retorno del canon.

3.2 Caracterización analítica del compost

La caracterización del compost final se resume en la Tabla 1, junto con los valores de la fase acompañada (Oviedo y col., 2025) y los límites de Clase A del RD 506/2013.

Tabla 1. Caracterización del compost final (fase autónoma, 2026) frente a la fase acompañada (Oviedo y col., 2025) y los límites de Clase A del RD 506/2013 (BOE, 2013).

Parámetro	Estudio actual (2026)	Oviedo y col. (2025)	Referencia / Clase A[a]
pH	8,74 ± 0,03	8,0 ± 0,04	6,0–8,5 [b]
CE (µS/cm)	12.897 ± 81	—	—
Humedad (%)	23,0 ± 1,2	33 ± 4	< 40
C/N	8,24 ± 0,32	10 ± 2,05	< 20
N total (%)	2,68 ± 0,09	3,1 ± 0,8	—
IRD_1h (mg O_2 g^{-1} MO h^{-1})	0,94 ± 0,05	1,6 ± 0,61	0,5–1,5
Cd (mg/kg p.s.)	< 0,5	0,6 ± 0,09	0,7
Cu (mg/kg p.s.)	36,4 ± 3,6	36,7 ± 4,7	70
Cr (mg/kg p.s.)	11; < 10	< 10	70
Hg (mg/kg p.s.)	< 0,4	< 4	1,5
Ni (mg/kg p.s.)	6,4; < 5	< 5	25
Pb (mg/kg p.s.)	< 5	< 10	45
Zn (mg/kg p.s.)	122 ± 9,9	277 ± 72	200
Salmonella (25 g)	Ausente	Ausente	Ausencia
E. coli (ufc/g)	< 10	< 10	< 10

[a] Metales pesados y patógenos según la Clase A del RD 506/2013 (BOE, 2013); pH, humedad, C/N e IRD según valores de referencia de calidad del compost. p.s.: peso seco.
b Según el Consejo de Calidad del Compost de California (Consejo de Compostaje de EE. UU., 2015)

El producto final presentó una estabilidad biológica elevada (IRD_1h = 0,94), coherente con una menor humedad (23,0%) y una relación C/N más baja (8,2), atribuibles a que la muestra corresponde a material ya madurado y almacenado en el punto de entrega. Todos los metales pesados cuantificados cumplieron los límites establecidos para la Clase A del Real Decreto 506/2013. La ausencia de Salmonella y el recuento de E. coli < 10 ufc/g confirman una higienización adecuada. La comparación con los datos disponibles de la fase acompañada sugiere que la transición a la gestión autónoma no comprometió la calidad ni la inocuidad del producto entregado a la ciudadanía.

El principal parámetro de atención es la CE (12.897 µS/cm), muy por encima de los umbrales asociados a fitotoxicidad para especies sensibles, lo que refleja acumulación de sales solubles y una aplicación de riego limitada. Este resultado, consistente con la baja humedad, refuerza la recomendación de incorporar riego controlado en la maduración. La combinación de C/N baja y pH elevado (8,74) merece seguimiento, dado que puede favorecer pérdidas de nitrógeno por volatilización de amoníaco, un aspecto reportado como limitante en composts descentralizados (Alves y col., 2024).

3.3 Implicaciones para la mejora del sistema

Los resultados sugieren mejoras en tres ejes. En la aportación en origen, sustituir las bolsas por recipientes reutilizables e incorporar control de acceso reduciría lixiviados, olores e impropios. En la operación, es preciso definir protocolos de manejo (dosificación de estructurante, frecuencia de volteos, tiempos mínimos por sector) e introducir un registro operativo simple de fechas e incidencias. En el monitoreo, la incorporación de instrumentación básica (termómetros, sondas de oxígeno) permitiría un seguimiento sistemático de las variables críticas, útil para la mejora interna, la trazabilidad y la acreditación ante la ARC. Estas líneas son coherentes con las prioridades del ayuntamiento, que sitúa la resolución de olores e insectos como condición para sostener la participación ciudadana.

4. Conclusiones

Tras cinco años de operación, el sistema de Les Masies de Roda muestra un alto grado de consolidación social e institucional y se gestiona de forma autónoma desde 2023. La comparación con la fase acompañada indica que la calidad e inocuidad del compost final se mantuvieron, si bien persisten oportunidades de mejora en estandarización operativa, registro y trazabilidad, que hoy limitan garantizar de forma sistemática la homogeneidad del producto. La caracterización exploratoria señala un material sin restricciones sanitarias para uso local, siendo la conductividad eléctrica el parámetro a vigilar; para afianzar estos resultados es necesario aumentar la periodicidad de los análisis y evaluar su evolución anual. A partir de este diagnóstico, en el marco de MEDWISE se ha diseñado un programa experimental que incluye la evaluación de la incorporación de material estructurante y co-sustrato en al menos tres áreas de compostaje, el uso de biofiltros para la reducción de olores, entre otros. El presente estudio permitió identificar y priorizar las principales limitaciones a superar y de esta manera, proponer líneas de mejora que serán evaluadas mediante métodos científicos.

5. Bibliografía

Agència de Residus de Catalunya, 2022. *Guia per a l'aplicació del cànon sobre la disposició del rebuig.* Generalitat de Catalunya, Barcelona.

Alves D., Villar I., Mato S., 2024. *Community composting strategies for biowaste treatment: methodology, bulking agent and compost quality*. J. Environ. Sci. Pollut. Res. 31(7), 9873-9885.

BOE, 2013. Real Decreto 506/2013, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, Madrid.

Bruni C., Akyol Ç., Cipolletta G., Eusebi A.L., Caniani D., Masi S., Colón J., Fatone F., 2020. *Decentralized community composting: past, present and future aspects of Italy.* Sustainability 12(8), 3319.

de Souza L.C.G., Drumond M.A., 2022. *Decentralized composting as a waste management tool connected with the new global trends: a systematic review*. J. Environ. Sci. Technol. 19(12), 12679-12700.

Oviedo A., Mora M., Ponsá S., Colón J., 2025. T*echno-economic evaluation of decentralized community composting as a management model to valorize organic matter in small and medium-sized towns*. J. Mater. Cycles Waste Manag. 27(6), 4234-4251.

U.S. Composting Council. (2015). *Test methods for the examination of composting and compost (TMECC). U.S. Composting Council, Bethesda, MD, USA.*

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto MEDWISE (Mediterranean Waste Innovations for Sustainable Environments), financiado por el programa Interreg NEXT MED de la Unión Europea. Los autores agradecen al Ayuntamiento de Les Masies de Roda y a su personal operativo por la información facilitada y la colaboración prestada durante las visitas técnicas realizadas.

GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS MEDIANTE LA PRODUCCIÓN DE COMPOST EN UN LOCAL GASTRONÓMICO, UBICADO EN UNA ZONA RURAL DE MAIPÚ, MENDOZA

María Milagros Alcázar Ferrari[1], Mariano Iván Funes Pinter[2], Pedro Federico Rizzo[2,3], Ana Belén Benítez Téllez[3], Zoe Palmes Flitt[3,4]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Almirante Brown 500, M5528AHB Chacras de Coria, Mendoza, Argentina. [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Luján de Cuyo, Ruta Provincial 82 s/n, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina. [3] Centro Tecnológico BETA, Universidad de Vic – Universidad Central de Cataluña, Carretera de Roda 70, 08500 Vic, Barcelona, Spain. [4] Alternativa Humus, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina.

Correo electrónico: Zoe.palmes@uvic.cat

Resumen: La inadecuada gestión de residuos sólidos orgánicos representa una problemática ambiental y sanitaria creciente, especialmente en el sector gastronómico. El compostaje se presenta como una alternativa sostenible para el tratamiento de estos residuos. El presente trabajo tuvo como objetivo implementar técnicas y estrategias de manejo de compostaje de residuos sólidos orgánicos generados en la cocina del restaurante Casa Vigil Chachingo, Maipú, Mendoza (Argentina), y desarrollar una guía de procedimiento replicable. La metodología se estructuró en tres etapas: análisis exploratorio preliminar de doce mezclas iniciales, monitoreo del proceso de compostaje en composteras de 1 m³ con volteo manual, y evaluación de la calidad fisicoquímica de los compost obtenidos. Se compararon dos tratamientos: viruta de pino con papel de fajina (VP) y sustrato agotado de hongo con papel de fajina (HP). Ambas mezclas permitieron un adecuado desarrollo del proceso. El tratamiento HP presentó mejores resultados en la mayoría de los parámetros analizados (relación C:N de 17,4; mayor contenido de macronutrientes; densidad aparente de 390 kg m^{-3}), a excepción de la conductividad eléctrica, que resultó elevada en ambos casos. El trabajo permitió elaborar una guía de procedimiento práctica para la gestión de residuos orgánicos en el establecimiento, con potencial de replicabilidad en contextos similares.

Palabras clave: compostaje institucional; residuos orgánicos; sector gastronómico; guía de procedimiento

1. Introducción

La inadecuada gestión de residuos orgánicos ocasiona graves impactos ambientales y sanitarios: contaminación del aire, agua y suelo, propagación de vectores de enfermedades y emisión de gases de efecto invernadero (WHO, 2025). A escala global, el Banco Mundial proyecta que la generación de residuos aumentará de 2.010 millones de toneladas en 2016 a 3.400 millones en 2050, con al menos un 33% gestionados inadecuadamente (Kaza y col., 2018). La FAO (2011) estima que aproximadamente un tercio de los alimentos producidos para consumo humano, equivalente a 1.300 millones de toneladas anuales, se pierde o desperdicia, generando grandes volúmenes de residuos orgánicos. El compostaje emerge como alternativa sostenible para la gestión de estos residuos mediante su estabilización biológica y transformación en enmiendas orgánicas de valor (Mazzarino y Satti, 2012).

El restaurante Casa Vigil, ubicado en Chachingo, Maipú, genera en promedio 80 kg diarios de residuos orgánicos de origen vegetal (26.000 kg anuales). Antecedentes previos mostraron desbalances para el compostaje óptimo por elevado contenido de humedad y bajo contenido de carbono. Se planteó la hipótesis de que la incorporación de materiales secos estructurantes (papel de fajina, un papel descartable absorbente utilizado en gastronomía para el secado y pulido de vajilla y cristalería, viruta de pino y sustrato agotado de hongo) en proporciones adecuadas permitiría alcanzar un proceso óptimo, y que el sustrato de hongo podría reemplazar a la viruta de pino como fuente de biomasa disponible localmente. Los objetivos fueron: (1) evaluar distintas mezclas de material seco para optimizar el compostaje; (2) comparar la evolución del proceso y la

calidad de los compost obtenidos con dos mezclas iniciales distintas; y (3) desarrollar una guía de procedimiento para la producción de compost en el establecimiento.

2. Material y Métodos

2.1 Primera etapa: análisis exploratorio preliminar

Se evaluaron doce mezclas iniciales a pequeña escala, combinando residuos orgánicos vegetales (fracción húmeda) con distintas proporciones de materiales secos estructurantes: papel de fajina (P), viruta de pino (V) y sustrato agotado de hongo (H), con relación húmedo:seco de 2:1 en volumen. Siguiendo los métodos TMECC (2001), se determinaron: densidad aparente, espacio aéreo libre (EAL), capacidad de retención hídrica (CRH), pH, conductividad eléctrica (CE), humedad y porcentaje de material sólido. A partir de tres criterios de selección se identificaron dos mezclas para la siguiente etapa.

2.2 Segunda etapa: monitoreo del proceso de compostaje

Las dos mezclas seleccionadas se replicaron a escala de campo en composteras de 1 m^3 con volteo manual. Los tratamientos evaluados fueron: VP (viruta de pino 60% + papel de fajina 40%) y HP (sustrato agotado de hongo 60% + papel de fajina 40%), cada uno por duplicado. El llenado se realizó en un máximo de dos semanas, respetando la relación húmedo:seco de 2:1. Se monitorearon dos veces por semana: temperatura (termómetro analógico de punción, centro y periferia), humedad (técnica del puño cerrado), nivel de llenado, presencia de olores y trabajos de aireación. La frecuencia de volteo fue semanal en etapa termófila y quincenal en maduración. Una vez que la temperatura descendió por debajo del rango termófilo, las dos composteras de cada tratamiento se unificaron en una sola.

2.3 Tercera etapa: calidad de los compost obtenidos

A los siete meses de iniciado el proceso, se tomaron muestras de cada tratamiento, se tamizaron (malla de 1,25 cm x 1,25 cm según TMECC) y se determinó la densidad aparente según el método TMECC 03.01-C. Las muestras tamizadas se enviaron al Laboratorio de Suelos y Riego del Área de Recursos Naturales de la EEA INTA Mendoza para la determinación de: CE, pH, humedad, materia orgánica (base seca), cenizas (base seca), macronutrientes (N, P, K total, base seca) y relación C:N, según el Compendio de métodos analíticos del INTA (Martínez et al., 2021).

3. Resultados y Discusión

3.1 Primera etapa: análisis exploratorio preliminar

La densidad aparente varió entre 257,7 y 556,7 kg m^{-3}, con la mayoría de combinaciones dentro del rango óptimo de 360–730 kg m^{-3} (Agnew y Leonard, 2003). Las mezclas con mayor proporción de viruta de pino presentaron menor densidad (densidad aparente: 0,084 kg L^{-1}). El EAL osciló entre 45% y 72%, en general dentro del rango óptimo de 30–60% (Barrena Gómez, 2006). La humedad fue el parámetro más crítico, con valores superiores al 63% en casi todas las mezclas, evidenciando la necesidad de mayor proporción de material estructurante. El sustrato de hongo no alcalinizó significativamente las mezclas, y la CE tendió a incrementarse con el aumento de papel de fajina, probablemente atribuible a su composición química. Se seleccionaron las mezclas ID 4 (V 60% + P 40%) y ID 8 (H 60% + P 40%) por la cantidad de parámetros dentro de rangos óptimos, la maximización del aprovechamiento del papel de fajina y la necesidad de comparar tipos distintos de material seco.

3.2 Segunda etapa: monitoreo del proceso de compostaje

Ambos tratamientos transitaron las etapas mesófila (aprox. 4–6 días), termófila y de maduración. La etapa termófila presentó diferencias marcadas: HP se mantuvo por encima de 45 °C durante 40–45 días frente a los 20–25 días de VP, lo que sugiere condiciones más favorables para la actividad microbiana prolongada con el sustrato de hongo. La maduración se extendió 140–160 días en ambos casos. La unificación de composteras incrementó la temperatura en ambos tratamientos, confirmando que el volumen del material es relevante para el mantenimiento de la etapa termófila (Rynk y col., 2021). Se registraron episodios de alta humedad, días 42–59 en HP y días 35–43 en VP, corregidos mediante volteo. Solo HP registró olores desagradables (días 31–37), previos al período de alta humedad, lo que sugiere mayor capacidad de retención hídrica del sustrato de hongo respecto a la viruta de pino. La reducción de volumen fue similar (23–25 días hasta nivel mínimo), aunque al finalizar el ensayo HP presentó un nivel de llenado significativamente menor, indicando mayor pérdida de volumen por descomposición.

3.3 Tercera etapa: calidad de los compost obtenidos

La Tabla 1 resume los parámetros fisicoquímicos de los compost obtenidos.

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los compost obtenidos (tamizados, < 1,25 cm) a los 7 meses. Fuente: elaboración propia en base a análisis del Laboratorio de Suelos y Riego, EEA INTA Mendoza, y a los parámetros de calidad de la Resolución Conjunta 01/2019 de SENASA.

Parámetro	HP	VP	Clase A	Clase B
CE (dS m^{-1}) Rel. 1:5	14,94	11,44	< 4	< 6
pH Rel. 1:5	7,55	8,83	5,0–8,5	5,0–8,5
Humedad (%)	58,58	58,82	< 60	< 60
Materia Orgánica base seca (%)	71,39	88,27	≥ 20	≥ 20
N total base seca (%)	2,30	1,56	–	–
P total base seca (%)	0,78	0,48	–	–
K total base seca (%)	2,95	2,70	–	–
Relación C:N	17,41	31,63	≤ 20	< 30
Densidad aparente tamizado (kg m^{-3})	390	209	–	–

La CE resultó elevada en ambos tratamientos, superando los límites SENASA, situación frecuente en compost de residuos de cocina por la rápida descomposición microbiana, el alto contenido de calcio de origen vegetal y la ausencia de riegos que favorecen la acumulación de sales (Mazzarino y Satti, 2012); valores similares fueron reportados por Feodorov y col. (2022) y Kücbel y col. (2019). El pH de HP (7,55) resultó dentro del rango SENASA (5,0–8,5), mientras que VP (8,83) lo superó levemente; ambos compatibles con compost doméstico maduro (Vázquez y col., 2015). La humedad (58–59%) se situó dentro del límite SENASA aunque por encima del rango ideal FAO (30–40%) (Feodorov y col., 2022). El contenido de materia orgánica superó el mínimo SENASA en ambos casos, con mayor proporción en VP (88,27%) que en HP (71,39%), asociado al mayor aporte lignocelulósico de la viruta de pino. La relación C:N de HP (17,41) se ubicó en rango clase A (≤ 20), mientras que VP (31,63) superó el límite clase B (< 30), consistente con lo reportado por Höglund y col. (2003) al usar aserrín como estructurante. HP presentó mayor contenido de macronutrientes (N: 2,30%; P: 0,78%; K: 2,95%) que VP (N: 1,56%; P: 0,48%; K: 2,70%), con valores de N similares a Feodorov y col. (2022) y Vázquez y col. (2015). La densidad aparente del compost tamizado fue de 390 kg m^{-3} para HP y de 209 kg m^{-3} para VP, evidenciando una estructura más consolidada en el primero.

4. Conclusiones

Ambas mezclas permitieron el desarrollo adecuado del proceso de compostaje bajo las condiciones operativas del restaurante Casa Vigil. El tratamiento HP presentó mejores resultados

globales: relación C:N dentro del rango clase A SENASA, mayor contenido de macronutrientes y densidad aparente más consolidada. El tratamiento VP presentó C:N elevada y pH levemente fuera del rango SENASA, asociados al aporte lignocelulósico de la viruta de pino. La CE resultó elevada en ambos compost, característica frecuente en sustratos de residuos de cocina que no invalida su uso si se ajusta la dosis de aplicación. El trabajo permitió elaborar una guía de procedimiento práctica para la producción de compost en Casa Vigil, con indicaciones sobre selección de materiales, proporciones, monitoreo y corrección de desvíos operativos. El sistema permitió valorizar localmente aproximadamente 26 toneladas anuales de residuos orgánicos. A partir de los resultados obtenidos se elaboró una guía de procedimiento para la producción de compost en Casa Vigil (disponible en: https://online.fliphtml5.com/gdqle/TESIS---GUIA-DE-PROCEDIMIENTO/), con indicaciones sobre selección de materiales, proporciones óptimas, monitoreo de variables clave y corrección de desvíos operativos. Como líneas futuras se identifican: la reducción de la CE mediante materiales estructurantes alternativos y el análisis de sostenibilidad mediante Análisis de Ciclo de Vida.

5. Bibliografía

Agnew J.M. y Leonard, J.M. 2003. A modified air pycnometer for compost air and density determination. *Canadian Biosystems Engineering*. 45(6), 27-35.

Barrena Gómez, R., 2006. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. [Tesis Doctoral]. Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona, España.

FAO, 2011. Global Food Losses and Food Waste. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.*

Feodorov C., Velcea A.M., Ungureanu F., Apostol T., Robescu L.D. y Cocarta D.M., 2022. Toward a circular bioeconomy within food waste valorization: A case study of an on-site composting system of restaurant organic waste. *Sustainability*.14(14), 8232.

Höglund W., Marques M., Nimmermark S. y Jönsson H., 2003. Physical, chemical and biological processes for optimizing decentralized composting. *Compost Science & Utilization*. 11(4), 330-336.

Kaza S., Yao L.C., Bhada-Tata P. y Van Woerden F., 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. *World Bank Publications.* Washington D.C.

Kücbel M., Růžičková J., Ridzoňová A. y Kováčiková M., 2019. Properties of composts from household food waste produced in automatic composters. *Agronomy Research.* 17(5), 2241-2253.

Martínez, L.E., Rizzo, P.F., Bres, P.A., Riera, N.I., Beily, M.E. y Young, B.J., 2021. Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial. *Ediciones INTA.* Buenos Aires, Argentina. http://hdl.handle.net/20.500.12123/10587 (fecha de consulta: 03/12/2025)

Mazzarino, M.J. y Satti, P., 2012. Compostaje en la Argentina. Experiencias en producción, calidad y uso. *Editorial UNRN.* Bariloche, Argentina.

Resolución Conjunta 1/2019 (SCyMA-SENASA). Marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost. Boletín Oficial de la República Argentina, 10 de enero de 2019. https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692/texto (fecha de consulta: 30/10/2025)

Rynk, R., Black, G., Gilbert, J., Biala, J., Bonhotal, J., Schwarz, M. y Cooperband, L. (Eds.), 2021. The Composting Handbook. *Academic Press.* Unites States.

USDA y USCC, 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. *Edaphos International.*

Vázquez M.A., De la Varga D., Soto M. y Barral M.T., 2015. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. *Bioresource Technology*. 198, 520-532.

World Health Organization, 2025. Throwing away our health: The impacts of solid waste on human health – evidence, knowledge gaps and health sector responses.

6. Agradecimientos

Se agradece la colaboración del equipo de Casa Vigil, de Alternativa Humus y de la EEA INTA Mendoza.

ACTIVIDADES DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA DEL PROYECTO RECICOMP-HUERTOS (FECYT 22-18403)

Rafael López Núñez[1], Paula Madejón Rodríguez[1], Cristina García de Arboleya Cañas[1], Patricia Reyes Puente de los Santos[1], Adela Mª Moreno López[1], Juan Santiago Cara García[1], Eduardo Gutiérrez González[1], Juan Carlos Ortiz Ruiz[1], Guillermo Martínez Siljestrom[2], Sabina Rossini Oliva[3]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Sevilla, España.

[2] CSIC. Delegación institucional en Andalucía y Extremadura.

[3] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41080 Sevilla).

Correo electrónico: rafael.lopez@csic.es

Resumen: La legislación europea estableció la separación de la fracción orgánica de residuos urbanos desde finales de 2023. En el proyecto RECICOMP-HUERTOS, se utilizó compost elaborado a partir de residuos de recogida selectiva puerta a puerta y restos de poda (1:1 peso) para el cultivo de hortalizas en huertos urbanos. Más allá de los resultados científicos, que evidenciaron efectos positivos del compost en cultivo y suelo, esta comunicación detalla las actividades de divulgación realizadas. Estas incluyeron difusión en medios generalistas (prensa, radio, televisión), redes sociales, videos y cortometrajes, materiales impresos (folletos y manuales), así como talleres y jornadas dirigidos a hortelanos urbanos y estudiantes de primaria, secundaria y bachillerato. Se discuten el alcance y éxito de las acciones, la participación de colectivos y la coordinación de agentes implicados (CSIC, Universidad de Sevilla, Ayuntamiento de Utrera y Agricultura y Ensayo S.A.).

Palabras clave: compost, agricultura urbana, ciencia ciudadana, residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

La divulgación científica ha adquirido creciente relevancia como puente entre la comunidad científica y el público general, facilitando la comprensión y el impacto social de la ciencia (Bucchi, 2013). Este proceso democratiza el conocimiento y fortalece decisiones basadas en la evidencia (Burns y col., 2003). El proyecto RECICOMP-HUERTOS se enmarca en esta línea, promoviendo accesibilidad y claridad para generar interés y reflexión crítica. Frente a la divulgación tradicional unidireccional, se adoptó un enfoque participativo e inclusivo que fomenta el diálogo entre científicos, educadores y sociedad, adaptando contenidos y formatos a distintos públicos mediante herramientas innovadoras. Así, la divulgación se concibe como un proceso activo y transformador que impacta en la valoración social de la ciencia.

2. El proyecto RECICOMP-HUERTOS

RECICOMP-HUERTOS se centró en la agricultura urbana (AU), práctica en expansión en España y Europa que habitualmente emplea estiércoles y fertilizantes orgánicos comerciales para mejorar el suelo. El objetivo fue evaluar la sustitución parcial de estos fertilizantes por compost

derivado de residuos sólidos urbanos (RSU) de recogida selectiva, bajo un enfoque de ciencia ciudadana.

El proyecto responde a la importancia de la AU para el desarrollo sostenible, seguridad alimentaria y mitigación del cambio climático, y aborda lagunas en el conocimiento sobre fertilidad, calidad del suelo y rendimiento de cultivos con compost de RSU. Se realizaron ensayos colaborativos en huertos sociales y escolares, con horticultores y estudiantes como usuarios que evaluaron los cultivos, mientras que los investigadores analizaron suelo y plantas.

Los ensayos se desarrollaron en un huerto urbano de Utrera (Sevilla) y varios centros escolares, en Dos Hermanas, Utrera y Sevilla, aplicando compost en sustitución parcial de estiércoles y fertilizantes, bajo las normativas de nutrición sostenible y agricultura ecológica. Las parcelas fueron gestionadas por los hortelanos y alumnos (Figura 1) con supervisión técnica de los investigadores. La evaluación incluyó la realización de análisis químicos de suelos, diagnóstico foliar, seguimiento fitosanitario y medición de desarrollo y rendimiento de los cultivos. En los huertos escolares se comparó también el compost con fertilizantes químicos.

Figura 1. Hortelanos participantes del huerto de Utrera y alumnos del IES Ibn Jaldún

Los resultados avalaron la idoneidad del compost como enmienda sostenible, mejorando la productividad. La calidad de los datos obtenidos se garantizó mediante una adecuada formación y supervisión de los participantes. Los datos fueron depositados en repositorios abiertos bajo principios FAIR. Como aspectos innovadores del proyecto se pueden indicar la experimentación con compost local, la realización de numerosos ensayos para la obtención de conclusiones generalizables, el uso de metodologías participativas para la toma de datos y una comunicación bidireccional entre horticultores y estudiantes, que fomentó la colaboración intergeneracional y aplicó el principio de la “sabiduría de las masas” en ciencia ciudadana agrícola.

El público objetivo abarcó hortelanos jubilados, estudiantes de diversos niveles, ciudadanía y comunidad científica. La difusión se realizó a través de jornadas, medios, redes sociales y materiales audiovisuales, con apoyo institucional.

3. Actividades del Proyecto

Se desarrollaron actividades integradas para evaluar la sustitución parcial de estiércoles por compost de RSU, involucrando a hortelanos, estudiantes y profesores en huertos sociales y escolares, promoviendo una participación activa en los ensayos y las actividades de divulgación.

En el huerto urbano de Utrera se realizaron 72 ensayos en 3 campañas (2023-2025), con entre 10 a 16 hortelanos participantes en cada campaña. Se utilizó un compost de alta calidad de la Mancomunidad Sierra de Cádiz cuyas características pueden encontrarse en López y col. (2026). En los huertos escolares, la participación creció de un instituto en la primera campaña a cinco centros en la última, incrementando el alumnado y los docentes implicados. Se analizaron 95 muestras de suelo con determinaciones físico-químicas, superando las previsiones iniciales. Los resultados referentes al rendimiento, desarrollo y calidad de las hortalizas o cultivos mostraron una valoración positiva del compost.

Figura 2. Guía sobre uso del compost y tríptico resumen

Los talleres experimentales incluyeron más de 50 sesiones en el huerto social y 24 en centros escolares, superando las previsiones. En el huerto social, se abordaron talleres sobre preparación y seguimiento de los ensayos, así como interpretación y evaluación de resultados. En los centros escolares, las actividades incluyeron el diseño, la siembra, el control de crecimiento, el análisis de nitratos y la determinación del estrés del cultivo, con participación activa de docentes y estudiantes que elaboraron protocolos y análisis estadísticos.

Figura 3. Pancarta en visita de alumnos del Máster REC y cartelería del proyecto en centro escolar

Las jornadas intra-proyecto facilitaron el intercambio de experiencias y conocimientos entre hortelanos y estudiantes, con visitas a los huertos y a plantas de compostaje en Sevilla y Villamartín. Cabe destacar varias visitas del alcalde y concejales de Utrera, fortaleciendo el vínculo comunidad-administración.

Las jornadas de divulgación alcanzaron siete eventos, dirigidas a estudiantes, profesores, hortelanos y colectivos sociales. Incluyeron visitas, intervenciones en programas de radio y conferencias, ampliando la sensibilización sobre reciclaje y compostaje.

La jornada de cata de productos, clausura del proyecto en junio de 2025, contó con 130 participantes, incluyendo autoridades locales, directores de centros educativos, alumnos y público general. Se cataron productos ecológicos y se entregaron verduras cultivadas por hortelanos. Se entregaron diplomas a los participantes y se valoró el proyecto, complementado con una amplia difusión mediática de evento. El número total de participantes en las actividades presenciales fue de 5455.

Se elaboraron materiales de apoyo y difusión: tríptico resumen y guía de uso del compost (Figura 2), pancartas, carteles (Figura 3), bolsas y cajas personalizadas, acreditaciones para los participantes, formularios de encuestas y videos explicativos disponibles en plataformas digitales, así como una película en formato de cortometraje (Figura 4).

Figura 4. Imagen de los huertos urbanos en uno de los videos realizados y portada de película divulgativa.

En conjunto, las actividades superaron los objetivos inicialmente planteados, integrando investigación, educación ambiental y participación comunitaria, generando un impacto positivo en la agricultura urbana sostenible y en la conciencia social sobre la gestión de residuos y compost.

4. Bibliografía

Bucchi, M., 2013. Science communication and public engagement. Style in science communication. *Public Underst. Sci.* 2, 904 – 915.

Burns, T. W., O'Connor, D. J., Stocklmayer, S. M., 2003. Science Communication: A Contemporary Definition. *Public Underst. Sci.*, 12, 183–202.

López-Núñez, R., Madejón-Rodríguez, P., Molina-Vega, J., Rossini-Oliva, S., 2026. Long-Term Manure Application in Urban Gardens: Impacts on Soil Fertility, Mineral Composition, and Variability. *Horticulturae,* 12, 40.

5. Agradecimientos

El proyecto RECICOMPHUERTOS (FCT 22-18403) contó con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología (FECYT) del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. Se agradece la participación activa de los hortelanos, estudiantes y profesores que lo hicieron posible. Este artículo ha sido preparado utilizando Paperpal para elaborar y resumir el texto a partir de documentos previos.

COMPOSTAJE COMUNITARIO EN ENTORNO UNIVERSITARIO: IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN ENSAYO PILOTO EN LA UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

Alejandro Alejos-Campo[1], Oscar Andreu [1], Rafael Boluda [1], Antoni Merelles [2], Luis Roca-Perez [1]

[1] Universitat de València, Facultat de Farmàcia, Departament de Biologia Vegetal, Av. Vicent Andrés i Estellés s/n, 46100 Burjassot (València), España.
[2] Universitat de València, Facultat d'Infermeria y Podología, Departament d'Infermeria, C/ Menéndez y Pelayo 19, 46010 València, España.

Resumen: La adecuada gestión de los residuos orgánicos domésticos constituye uno de los principales retos para avanzar hacia la economía circular y reducir la fracción destinada a vertedero. En este contexto, el compostaje comunitario se plantea como una estrategia eficaz para valorizar "*in situ*" los residuos y fomentar la implicación ciudadana en su gestión. Los campus universitarios, por su potencial como espacios de sensibilización ambiental, representan un entorno idóneo para la implantación de estas iniciativas. En este trabajo se evaluó un proyecto piloto de compostaje comunitario en la Universitat de València, mediante la instalación en 2023 de un compostador Biolan de 220 L en la Facultat d'Infermeria i Podologia. El ensayo se basó en el depósito voluntario de residuos alimentarios y de cocina por parte de personal docente, de administración y servicios, y estudiantado, complementados puntualmente con residuos de comida de las cafeterías del campus, y el aporte de restos de poda como material estructurante, acompañado de señalización específica para minimizar la presencia de impropios. Durante el proceso no se registraron problemas de olores ni proliferación de insectos, se alcanzaron temperaturas superiores a 50 °C durante varias semanas, evidenciando una adecuada gestión y la higienización del material. El compost maduro mostró una elevada materia orgánica, relación C/N baja y ausencia de impropios. Los resultados indican que el compostaje comunitario en la UV es una estrategia técnica y socialmente viable para valorizar residuos orgánicos y obtener un producto de calidad.

Palabras clave: Compostaje comunitario, campus, valorización de residuos, FORS.

1. Introducción

La adecuada gestión de la fracción orgánica de los residuos urbanos constituye uno de los principales retos para avanzar hacia modelos de economía circular y reducir el porcentaje de estos residuos que se envían al vertedero. En este contexto, el compostaje doméstico y comunitario se plantean como estrategias eficaces para valorizar "in situ" los residuos alimentarios, disminuir los costes de recogida y tratamiento, y fomentar la corresponsabilidad ciudadana en la gestión de residuos (Alves et al., 2023; Vázquez & Soto, 2017).

Los campus universitarios se consideran escenarios idóneos para la implantación de proyectos de compostaje comunitario, al combinar una elevada generación de biorresiduos con un alto potencial de sensibilización y transferencia de conocimiento hacia la comunidad. (Vázquez et al., 2020). Sin embargo, todavía existe escasa información sistematizada sobre la viabilidad técnica y social de estos sistemas en contextos universitarios en España, así como sobre la calidad del compost obtenido.

En este trabajo se presenta la puesta en marcha y evaluación de un proyecto piloto de compostaje comunitario en la Universitat de València (UV), mediante la instalación de un compostador Biolan de 220 L en la Facultat d'Infermeria i Podologia. El estudio persigue: i) analizar el funcionamiento y la operatividad del sistema, ii) caracterizar las condiciones del compostaje (evolución de la temperatura y gestión del proceso), y iii) evaluar la calidad del compost generado.

2. Material y Métodos

El ensayo piloto se desarrolló en la Facultat d'Infermeria i Podologia de la UV, donde se instaló un compostador comunitario de 220 L (modelo Biolan) en una zona exterior accesible para todo el personal. La fracción orgánica aportada consistió principalmente en restos de comida y residuos de cocina aportados por los usuarios. Como material estructurante se emplearon restos de poda suministrados por el Jardí Botànic de la UV, con el fin de mejorar la aireación y ajustar la relación carbono/nitrógeno de la mezcla. Previo al inicio del ensayo se diseñó e instaló señalización específica en el entorno del compostador, con el objetivo de favorecer una correcta separación en origen y minimizar la presencia de impropios (Figura 1). Además, se realizaron charlas de sensibilización al alumnado, PDI y PTGAS para la correcta separación. La participación se basó en el depósito voluntario por parte de las personas interesadas.

Figura 1. Inslalación y señalización del compostador en la UV.

Este ensayo se llevó a cabo durante los años 2023-2024. Trimestralmente se retiraba el material y se dejaba madurar otros 2-3 meses. Además, a lo largo del compostaje se monitorizó la temperatura del material con termómetro con una periodicidad de 1-2 semanas. Asimismo, se llevó a cabo un seguimiento observacional, por parte de los usuarios, de la posible aparición de olores molestos, lixiviados o proliferación de insectos, a modo de indicadores prácticos de la correcta gestión del sistema en un entorno sensible como es un campus universitario.

Sobre las muestras de compost maduro se determinaron parámetros fisicoquímicos básicos (pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica y relación C/N), así como la presencia de impropios visibles.

3. Resultados y Discusión

El ensayo piloto de compostaje comunitario desarrollado en la Facultat d'Infermeria i Podologia de la Universitat de València muestra la viabilidad técnica de implantar sistemas de valorización *in situ* de biorresiduos en un contexto universitario, siempre que se disponga de un diseño adecuado, ubicación accesible y aporte de material estructurante. La ausencia de incidencias relevantes en términos de olores o plagas, junto con la consecución de temperaturas termófilas durante varias semanas, confirma que el sistema puede operar de forma estable y compatible con el uso cotidiano de los espacios exteriores del campus (Domingo & Nadal, 2009; Mbuligwe et al., 2002). Se constató la participación por parte del PDI y PTGAS y la correcta deposición de los residuos. También se pudo comprobar esta participación por la periodicidad del llenado del compostador.

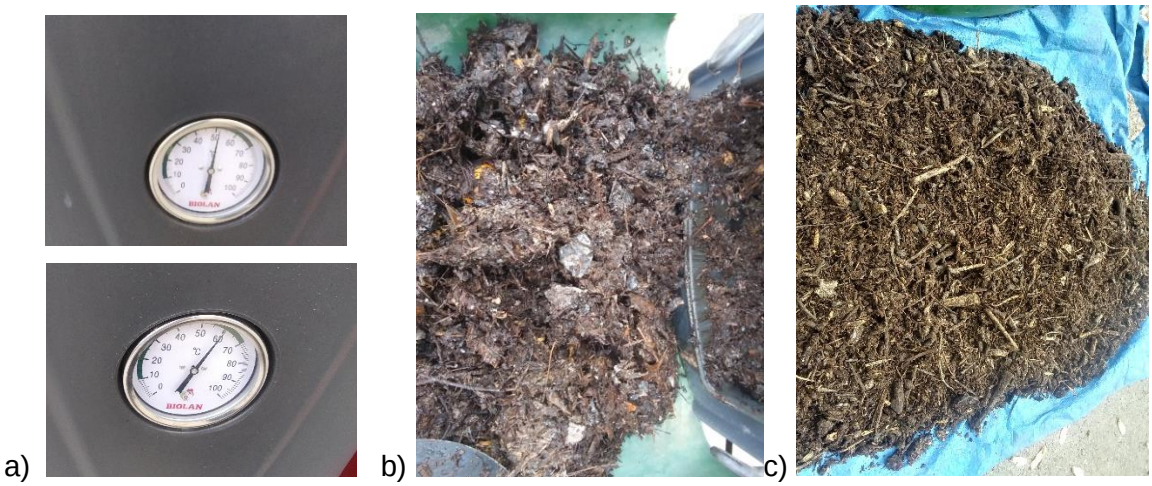


Figura 2. (a)Temperaturas alcanzadoas durante los meses de compostaje. (b y c) Compost obtenido al finalizar.

El compost obtenido alcanzó una calidad fisicoquímica compatible con su aprovechamiento en los jardines del campus, lo que refuerza el potencial de este tipo de iniciativas para generar productos de valor añadido a partir de los biorresiduos. Se obtuvieron compost con pH de entre 8 y 9, C.E. de entre 2 y 5 ms/cm y relaciones carbono nitrógeno inferiores a 10. Además, presentaron un alto contenido en materia orgánica total (entre 65 y 75%), y en carbono orgánico oxidable (entre 25-35%), valores coherentes con compost maduros obtenidos en otros trabajos (Gondek et al., 2020; Hamoda et al., 1998; Said-Pullicino et al., 2007; Sánchez-Monedero et al., 2001). Desde una perspectiva social, la participación voluntaria de distintos colectivos de la comunidad universitaria y la ausencia de impropios en el material final ponen de relieve la importancia de la comunicación y la educación ambiental como elementos clave para el éxito de los proyectos de compostaje comunitario (Craveiro et al., 2025).

4. Conclusiones

El ensayo piloto de compostaje comunitario desarrollado en la Facultat d'Infermeria i Podologia de la Universitat de València demuestra que es técnicamente posible valorizar in situ la fracción orgánica doméstica en un entorno universitario, siempre que se disponga de un diseño adecuado, aporte de material estructurante continuado, una predisposición de los usuarios a depositar

correctamente los residuos y una mínima rutina de manejo. La ausencia de olores molestos, lixiviados o plagas durante todo el periodo de operación, junto con la obtención de temperaturas superiores a 50 °C durante varias semanas, indica que el sistema puede funcionar de manera estable, asegurar la higienización del material y ser compatible con el uso cotidiano de los espacios exteriores del campus.

El compost maduro obtenido presentó una calidad adecuada para su aprovechamiento agronómico en los jardines de los campus de la UV. Estos resultados ponen de manifiesto que, con una señalización clara y acciones básicas de educación ambiental, la participación voluntaria de la comunidad universitaria es suficiente para garantizar una correcta separación en origen. En conjunto, el estudio sugiere que la extensión de iniciativas similares a otros centros y campus de la UV podría contribuir de forma significativa a reforzar el papel de la universidad como agente ejemplarizante en la transición hacia modelos de gestión de residuos alineados con la economía circular.

5. Bibliografía

Alves, D., Villar, I., & Mato, S. (2023). Community composting strategies for biowaste treatment: methodology, bulking agent and compost quality. *Environmental Science and Pollution Research 2023 31:7*, *31*(7), 9873–9885. https://doi.org/10.1007/S11356-023-25564-X

Craveiro, A. L., Santos, M. T., & Rodrigues, A. (2025). Implementing Composting and Awareness Campaigns in a Higher Education Institution to Promote Circularity. *Sustainability 2025, Vol. 17, 17*(18). https://doi.org/10.3390/SU17188446

Domingo, J. L., & Nadal, M. (2009). Domestic waste composting facilities: A review of human health risks. *Environment International*, *35*(2), 382–389. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2008.07.004

Gondek, M., Weindorf, D. C., Thiel, C., & Kleinheinz, G. (2020). Soluble Salts in Compost and Their Effects on Soil and Plants: A Review. *Compost Science and Utilization*, *28*(2), 59–75. https://doi.org/10.1080/1065657X.2020.1772906;SUBPAGE:STRING:FULL

Hamoda, M. F., Abu Qdais, H. A., & Newham, J. (1998). Evaluation of municipal solid waste composting kinetics. *Resources, Conservation and Recycling*, *23*(4), 209–223. https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00021-4

Mbuligwe, S. E., Kassenga, G. R., Kaseva, M. E., & Chaggu, E. J. (2002). Potential and constraints of composting domestic solid waste in developing countries: findings from a pilot study in Dar es Salaam, Tanzania. *Resources, Conservation and Recycling*, *36*(1), 45–59. https://doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00009-5

Said-Pullicino, D., Erriquens, F. G., & Gigliotti, G. (2007). Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*, *98*(9), 1822–1831. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.06.018

Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, *78*(3), 301–308. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1

Vázquez, M. A., Plana, R., Pérez, C., & Soto, M. (2020). Development of Technologies for Local Composting of Food Waste from Universities. *International Journal of Environmental Research and Public Health 2020, Vol. 17, 17*(9). https://doi.org/10.3390/IJERPH17093153

Vázquez, M. A., & Soto, M. (2017). The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Management*, *64*, 39–50. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.03.022

DE RESIDUO A RECURSO: EJEMPLO DE GESTIÓN DESCENTRALIZADA DE BIORRESIDUOS EN EL MUNICIPIO DE CARRÍCOLA (COMUNIDAD VALENCIANA)

Cristina Álvarez-Alonso[1], Mª Ángeles Bustamante[1], Natalia Manrique-Córdoba[1], Ana Garcia-Rández[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Encarnación Martinez-Sabater[1], Maite Chafer[2], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández de Elche, EPS-Orihuela, Alicante.

[2]Instituto de Ingeniería de Alimentos Para El Desarrollo, Departamento de Tecnología de Alimentos, Universitat Politécnica de Valencia, Valencia.

Correo electrónico: cristina.alvareza@umh.es

Resumen: El municipio de Carrícola, reconocido históricamente por su modelo agroecológico pionero desde la década de 1980, puso en marcha en enero de 2017 un sistema de gestión de la fracción orgánica domiciliaria basado en compostaje comunitario que permite la valorización in situ de aproximadamente una tonelada mensual de biorresiduos, con la participación activa de la población local. La gestión combina recogida puerta a puerta, precompostaje en composteras y compostaje en pila volteada, optimizando progresivamente tanto las condiciones operativas como la calidad del producto final. Durante el periodo 2017–2024 se analizaron 17 procesos de compostaje, observándose una evolución hacia una mayor estandarización en las mezclas (FORS y restos de poda) y en los tiempos de proceso, estabilizados entre 4 y 6 meses. El seguimiento térmico mostró en todos los casos una elevada actividad microbiológica, con temperaturas superiores a 70 °C y una adecuada higienización del material, cumpliendo los requisitos de la normativa europea. Asimismo, los parámetros físico-químicos y químicos de los materiales iniciales resultaron adecuados, y el compost obtenido presentó características agronómicas óptimas, destacando su estabilidad, ausencia de fitotoxicidad y contenido relevante en materia orgánica, nutrientes y sustancias húmicas. Además, no se detectaron patógenos ni concentraciones de metales pesados superiores a los límites legales, y se estimó su valor económico según nutrientes y sustancias húmicas. Este modelo descentralizado se presenta como una estrategia viable y sostenible en entornos rurales, contribuyendo a la reducción de residuos, la mitigación del cambio climático, la participación ciudadana y la economía circular.

Palabras clave: compostaje comunitario, economía circular, sostenibilidad, gestión descentralizada, participación ciudadana.

1. Introducción

En la actualidad, el crecimiento de la población mundial y el desarrollo económico, han producido un aumento en el consumo de recursos y en consecuencia en la generación de residuos. Se espera que para 2050 la generación de residuos sólidos municipales aumente hasta las 3400 toneladas si no se ponen limitaciones (Kaza y col., 2018). Los modelos de gestión descentralizada de residuos municipales, especialmente la fracción orgánica recogida separadamente y los restos de podas urbanas también denominados biorresiduos, se consolidan como una alternativa sostenible frente a los sistemas centralizados tradicionales. Además, el compostaje *in situ* permite por un lado avanzar hacia un modelo de gestión más eficiente y alineado con los principios de la economía

circular, fundamentado en la valorización local de los residuos orgánicos a través de procesos biológicos aerobios, como el compostaje, que posibilita el cierre del ciclo de la materia orgánica en el propio territorio (Storino y col., 2018). En este sentido, el municipio de Carrícola, reconocido históricamente por su modelo agroecológico pionero desde la década de 1980, puso en marcha en enero de 2017 un sistema de gestión de la fracción orgánica domiciliaria recogida separadamente basado en compostaje comunitario. En el marco de este proyecto, la primera pila de compostaje se conformó en junio del mismo año, marcando el inicio de la valorización *in situ* de los biorresiduos generados en el municipio. Actualmente, en la iniciativa participan alrededor de 40 familias, dos de ellas con compostaje doméstico individual, además de un restaurante y un establecimiento hostelero. Se trata de un sistema de gestión de carácter circular y autosuficiente que permite gestionar de forma conjunta la fracción orgánica y los restos de jardinería urbana generados en el propio municipio. Este tipo de instalaciones basadas en el compostaje comunitario permiten no solo gestionar biorresiduos de manera local, sino que reducen el transporte de los residuos y, por lo tanto, las emisiones asociadas, disminuyen los costes de gestión, fomentan la economía circular en zonas rurales y refuerzan el carácter social de este tipo de iniciativas al implicar a la ciudadanía en la separación de residuos en su origen (Álvarez-Alonso y col., 2025).

El objetivo de este estudio fue realizar el seguimiento de diferentes ciclos de compostaje en cuanto a capacidad de gestión, evolución del proceso (temperatura, duración, incidencias) y calidad del compost obtenido en términos de higienización, madurez y calidad agronómica del compost final.

2. Material y Métodos

El estudio evalúa el proceso de compostaje realizado en la «Illa de compostatge» (modelo CORV5 de Carrícola), la cual dispone de solera de hormigón, sistema de recogida de lixiviados y riego (aspersión y manguera). La Fracción Orgánica de Residuos Sólidos (FORS), recogida puerta a puerta se mezcla en proporción 1:1 en volumen con restos de poda urbana (material estructurante para reducir olores y lixiviados), añadiendo un 10% de estiércol de burro. El proceso se realiza en 2 fases: 1) Acopio y pre-compostaje donde la mezcla se deposita en capas alternas de FORS y poda en composteras (450 y 800 L) durante un mes, repitiéndose este ciclo de acopio durante 4 meses para alcanzar el volumen óptimo de biomasa, 2) Volteo y maduración, donde se retira el material de las composteras y se forman pilas mediante la volteadora mecánica, asegurando la homogeneización, aireación y el aporte de humedad por riego. Con el fin de evaluar el proceso, se cuantificaron los residuos gestionados y se controló la evolución térmica. El seguimiento analítico incluyó la toma de muestras en cuatro etapas clave: mezcla inicial (M1), fase termófila (M2), final de la fase bio-oxidativa (M3) y madurez (M4). En cada etapa se determinaron parámetros físico-químicos, químicos y biológicos siguiendo la metodología descrita por Álvarez-Alonso y col., (2025).

3. Resultados y Discusión

3.1 Procesos estudiados y materiales orgánicos gestionados

Se han realizado un total de 17 procesos de compostaje durante el periodo de estudio 2017-2024. Se observaron ligeras variaciones en las proporciones de cada uno de los materiales utilizados en todos los lotes estudiados, con predominio de la FORS (rango entre 73-87 %), frente a la poda (rango entre 5,6-26,5 %), reflejando una evolución hacia un modelo de mezcla más estandarizado y controlado, lo que contribuye a una mayor estabilidad del proceso de compostaje y a una mejora en la calidad del compost final. Se observó por un lado un incremento en la cantidad

de FORS gestionada (de 2.500 a 10.000 kg estabilizándose en el rango de 4.000–6.500 kg por lote), lo que sugiere una optimización del tamaño de las pilas, así como la estacionalidad en cuanto a la recogida selectiva, con incrementos en las temporadas de verano y navidad.

3.2 Control del proceso de compostaje en Isla de Compostaje de Carrícola.

La medición de la temperatura se realiza de forma periódica (2-3 veces por semana) mediante lectura directa con termómetro en diferentes puntos y profundidades de la pila, con el fin de definir el perfil térmico característico de cada pila, en el que se distinguen las principales fases del proceso de compostaje (Figura 1). En general, se observa un rápido incremento de la temperatura durante los primeros días (valores >70 °C), reflejo de la alta actividad biológica, que desciende hacia valores mesófilos que repuntan tras cada volteo. Las temperaturas descienden con el tiempo de proceso por agotamiento de la materia orgánica hasta alcanzar valores cercanos a los ambientales. Todos los procesos estudiados cumplieron con los criterios establecidos en el Reglamento UE 1009/2019 que garantizan la higienización del compost.

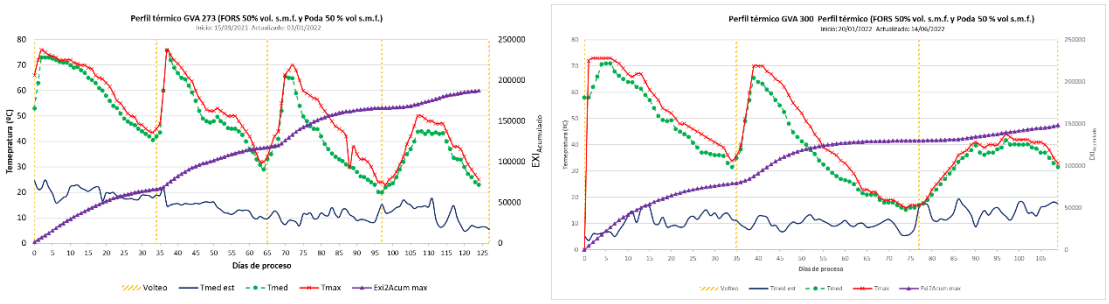


Figura 1: Ejemplos de los diferentes perfiles térmicos desarrollados por los procesos de compostaje de la isla de Carrícola.

3.3 Principales características de los materiales iniciales de la Isla de Compostaje de Carrícola.

Los materiales iniciales presentan propiedades complementarias idóneas para un buen proceso de compostaje: a) FORS homogénea, con elevada humedad, pH ligeramente ácido, alta conductividad eléctrica (CE), alta materia orgánica (MO) y una relación C/N adecuada para la actividad microbiana; por el contrario, la poda aporta heterogeneidad, baja humedad y densidad, un pH neutro, baja CE y un alto contenido en MO que equilibra la relación C/N de la mezcla; finalmente, el estiércol de burra muestra homogeneidad, baja humedad, pH ligeramente alcalino, baja CE y niveles medios de MO con una relación C/N también idónea.

3.4 Principales características agronómicas y ambientales de los compost obtenidos y capacidad fertilizante.

En general, el compost de Carrícola destaca por un pH alcalino, medio contenido en MO, relación C/N inferior a 20 y alta presencia de ácidos húmicos y fúlvicos que favorecen la humificación, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el secuestro de carbono. A nivel nutricional, puede actuar como un fertilizante de liberación lenta con un aporte medio-alto de nitrógeno (N) y potasio (K_2O), y bajo de fósforo (P_2O_5), minimizando el riesgo de lixiviación de nutrientes. Sin embargo, la CE relativamente elevada exige precaución en cultivos sensibles a la salinidad. Además, se presenta como un compost estable, según el test de autocalentamiento, y maduro (IG>50%). En cuanto a los posibles riesgos para la salud humana y el medio ambiente, se observó ausencia de *Salmonella sp.* y *E. coli* y concentraciones de metales pesados por debajo de los límites legales nacionales y europeos.

3.5 Valor económico equivalente del compost obtenido en Carrícola

Se calculó el valor económico por tonelada del compost integrando el coste de sus macronutrientes y sustancias húmicas, ajustado según la humedad del material. Se estimó el valor de las unidades fertilizantes en 6,5 € para el N, 26,9 € para el P_2O_5 y 6,2 € para el K_2O. Asimismo, se asignó un valor de referencia de 0,2 € por gramo a los ácidos húmicos y fúlvicos, reconociendo así el impacto económico de estos insumos clave para la resiliencia y fertilidad del suelo.

Valor económico equivalente	GVA 273 (€/tn, s.m.f.)	GVA 300 (€/tn, s.m.f.)	GVA 358 (€/tn, s.m.f.)	GVA 387 (€/tn, s.m.f.)
Humedad	28,1	44,1	34,7	42,0
Valor nutrientes primarios NPK	31,2	74,9	63,0	62,4
Valor de sustancia húmicas	79,1	58,1	79,5	81,0
Valor Total (€/ton)	**134,7**	**152,0**	**160,5**	**167,4**

4. Conclusiones

El compostaje comunitario de la FORS con poda urbana y estiércol en Carrícola constituye una estrategia viable y sostenible para obtener enmiendas orgánicas seguras y estables, donde la implicación ciudadana en la separación en origen resulta clave para garantizar la calidad del producto final y promover la economía circular en áreas rurales. Desde una perspectiva ambiental y agronómica, esta gestión no solo minimiza el volumen de residuos y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) derivadas de un manejo deficiente, sino que también impulsa la mitigación del cambio climático al favorecer el secuestro de carbono mediante el incremento de la materia orgánica en el suelo y permitir la sustitución de fertilizantes minerales convencionales.

5. Bibliografía

Álvarez-Alonso, C.; Pérez-Murcia, M.D.; Martínez-Sabater, E.; Irigoyen, I.; Sánchez-Arizmendiarrieta, J.; Plana, R.; López, M.; Nogués, I.; Bustamante, M.Á. Integrated Biowaste Management by Composting at a University Campus: Process Monitoring and Quality Assessment. *Appl. Sci.* 2025, 15, 2910. https://doi.org/10.3390/app15062910

Kaza, S.; Yao, L.; Bhada-Tata, P.; VanWoerden, F. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*; Urban Development Series; World Bank: Washington, DC, USA, 2018.

Storino, F.; Plana, R.; Usanos, M.; Morales, D.; Aparicio-Tejo, P.M.; Muro, J.; Irigoyen, I. Integration of a Communal Henhouse and Community Composter to Increase Motivation in Recycling Programs: Overview of a Three-Year Pilot Experience in Noáin (Spain). *Sustainability* (Switzerland) 2018, 10, doi:10.3390/su10030690.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033 y, también por el Ministerio de Ciencia e Innovación español con una beca de doctorado al primer autor (FPU21/01207). Los autores también agradecen al Ayuntamiento de Carrícola y al Consorcio de Residuos V5-COR por su participación.

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN VALDIVIA (CHILE) Y MODELACIÓN DE ESCENARIOS PROSPECTIVOS DE VALORIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA MEDIANTE WABI

Raúl Moldenhauer Ortega[1], Concepción Paredes[2]

[1]Bioaqua Limitada, España 75, Temuco-Chile
[2]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)
Correo electrónico: bioaqua@bioaqua.cl

Resumen: En Chile, la información oficial sobre residuos sólidos municipales (RSM) presenta limitaciones de confiabilidad y detalle, lo que dificulta evaluar el desempeño de la gestión municipal y cómo esta mejoraría si se valorizara la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM). En este contexto, se evaluó el desempeño de la gestión de RSM en Valdivia, Chile, mediante los Indicadores de Referencia Wasteaware (WABI) y se modelaron escenarios prospectivos, tendencial y meta, con base en iniciativas de compostaje domiciliario, compostaje comunitario e infraestructura, para alcanzar el 80% del Potencial de Tratamiento de Residuos Orgánicos (PTRO) en un marco de autosuficiencia municipal. Los resultados estimaron para 2025 una generación de 84.306 t/año de RSM en Valdivia, con ≈50,4% de fracción orgánica. El PTRO fue estimado en ≈13.262 t/año, mostrando que la disponibilidad de material estructurante limita el tratamiento de los residuos frescos disponibles. Se confirmó que la valorización de la FORM mejoraría la dimensión física de la gestión: la tasa de reciclaje aumentaría de 2% a 35,4% en 2030 y a 51,3% en 2040, mientras que la calidad de las 3R subiría de 33 a 63 en 2030 y 79 en 2040, en escala de 0 a 100, aunque estas mejoras serían insuficientes sin intervenciones en gobernanza. Se concluye que la combinación entre evaluación del desempeño, reconocimiento de restricciones físicas asociadas a la disponibilidad de materiales para compostar y análisis prospectivos constituye una base replicable para mejorar la gestión municipal de residuos, contribuyendo a los ODS 11, 12, 13 y 16.

Palabras clave: wasteaware, fracción orgánica residuos municipales, potencial tratamiento de residuos orgánicos, compostaje, gobernanza local.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos municipales (RSM) constituye una función esencial del gobierno local y su eficacia ha sido propuesta como un indicador de buena gobernanza urbana (Yang, 2018). Sin embargo, en muchos países, en contextos en desarrollo y emergentes, la implantación de sistemas de gestión que funcionen sigue siendo un desafío relevante (Campitelli y Schebek, 2020).

En Chile, este problema se agrava porque la información oficial disponible sobre RSM presenta limitaciones de confiabilidad, trazabilidad y detalle, lo que dificulta utilizarla directamente para diagnosticar el sistema y para modelar eventuales mejoras. La investigación parte precisamente de esa brecha: la necesidad de construir una base local más robusta para evaluar el desempeño municipal y estimar cómo éste podría mejorar si se valorizara la fracción orgánica (FORM).

En este contexto, la investigación tuvo por objetivo evaluar el desempeño de la gestión de residuos sólidos municipales en Valdivia, Chile, mediante la metodología Wasteaware Benchmark Indicators (WABI) (Wilson y col., 2015), y modelar escenarios prospectivos, tendencial y meta, vinculados a la valorización de la FORM. La metodología se organiza en torno a 6 componentes que involucran la dimensión física (recolección, disposición, reciclaje; indicadores con numeración

1, 2 y 3, respectivamente) y la dimensión de gobernanza (inclusividad, sostenibilidad financiera, institucionalidad; indicadores con numeración 4, 5 y 6, respectivamente). La elección de WABI se justifica en que ha sido validada en múltiples contextos internacionales (Wilson y col., 2015; Velis y col., 2023), además de haber sido adoptada en instrumentos como la Waste Wise Cities Tool (UN Habitat y col., 2021).

2. Material y Métodos

La investigación adoptó un enfoque de evaluación aplicada que combinó metodologías internacionales estandarizadas con información primaria y secundaria de nivel comunal. Como marco principal se utilizó la metodología WABI (Wilson y col., 2015), adaptada a las condiciones operativas e institucionales de la realidad chilena. La evaluación requirió completar la información de contexto del sistema local, construir una línea base 2025 y, a partir de ella, modelar escenarios prospectivos de mejora.

Para construir la línea base de Valdivia se realizó una revisión crítica de la información oficial disponible en Chile y se desarrollaron anexos técnicos destinados a estimar flujos locales de residuos y reducir la incertidumbre asociada a la disponibilidad de datos. Se integraron registros operacionales del vertedero Morrompulli, datos censales, resultados de estudios de caracterización previos para viviendas y fuentes asimilables, y una revisión específica de residuos sólidos de parques y jardines (RSP&J) basada en contratos municipales y análisis de sensibilidad. La aplicación de WABI requirió además una adaptación local profunda: se diseñaron instrumentos propios dirigidos a distintas unidades municipales con competencias específicas en residuos, siguiendo la lógica metodológica original de la metodología WABI (Wilson y col., 2015), pero traducida al lenguaje técnico-operativo local. En paralelo, se desarrolló una metodología complementaria para estimar el Potencial Municipal de Tratamiento de Residuos Orgánicos (PTRO) bajo criterio de autosuficiencia municipal, considerando la disponibilidad local de Material Estructurante Municipal (MEM) a partir de fracciones estructurantes presentes en residuos sólidos domiciliarios y asimilables (RSD&A) y en RSP&J. Para estos últimos se consideró literatura especializada sobre fracción estructurante (Boldrin y Christensen, 2010; Christensen, 2011; Reyes-Torres y col., 2018; Liu y col., 2022). Finalmente, se modelaron dos escenarios prospectivos: un escenario tendencial, que reproduce la continuidad de las prácticas actuales y mejoras que tendrá el sistema en disposición final debido a inversiones públicas en proceso de ejecución, y un escenario meta, que incorpora iniciativas realistas de compostaje domiciliario, compostaje comunitario e infraestructura para alcanzar el 80% del PTRO.

3. Resultados y Discusión

La línea base estimó para Valdivia una generación de 84.306 t/año de RSM en 2025, con aproximadamente 50,4% de fracción orgánica. Se estimó además un ingreso de 75.849 t/año al vertedero Morrompulli y se construyó una composición integrada por fuente generadora, suficiente para dar soporte a la evaluación del desempeño y a la modelación de escenarios.

En el caso de los RSP&J, la investigación mostró que el valor oficial disponible para Valdivia requería revisión crítica. La información oficial proyectaba 2.430 t/año para 2025. Pero tras actualizar la información territorial y modelar la generación de RSP&J, se consideró más prudente trabajar con un rango defendible de 3.123 a 9.311 t/año y adoptar para planificación un valor central de ≈6.216 t/año, reconociendo que la elección no es estadística, sino una estrategia técnica de planificación razonada (Boldrin y Christensen, 2010; Christensen, 2011).

Sobre esa base, se estimó un PTRO de 13.262 t/año, equivalente a ≈15,7% del total de RSM generados en 2025. Este resultado muestra que la autosuficiencia municipal para valorizar la fracción orgánica está limitada por la disponibilidad local de material estructurante: el balance de material estructurante resultó deficitario, indicando que para tratar el 100% del residuo fresco compostable disponible sería necesario incorporar alrededor de 6.081 t/año adicionales de estructurante. Así, la investigación evidencia que el principal límite no es solo tecnológico o financiero, sino también físico.

La evaluación mediante WABI identificó que en 2025 Valdivia presentó una combinación típica de cobertura alta de recolección y debilidades en valorización y gobernanza, patrón que coincide con lo reportado para varias ciudades de América Latina y el Caribe (Giraldo-Almario y col., 2024). En este caso, el escenario tendencial mejora principalmente por el paso a disposición final controlada, elevando los indicadores 2 y 2E (Tratamiento y disposición controlada - Calidad de la protección del ambiente en el tratamiento y disposición de residuos), tal como prevé la lógica de cálculo descrita por Wilson y col. (2015). En cambio, el escenario meta (Figura 1), muestra que la valorización de la fracción orgánica mejora de forma sustantiva la dimensión física del sistema: la tasa de reciclaje aumentaría de 2% a 35,4% en 2030 y a 51,3% en 2040, mientras la calidad de las 3R (reducir, reutilizar y reciclar) subiría de 33 a 63 y 79, en escala de 0 a 100. Sin embargo, estas mejoras seguirían siendo insuficientes sin intervenciones directas en gobernanza.

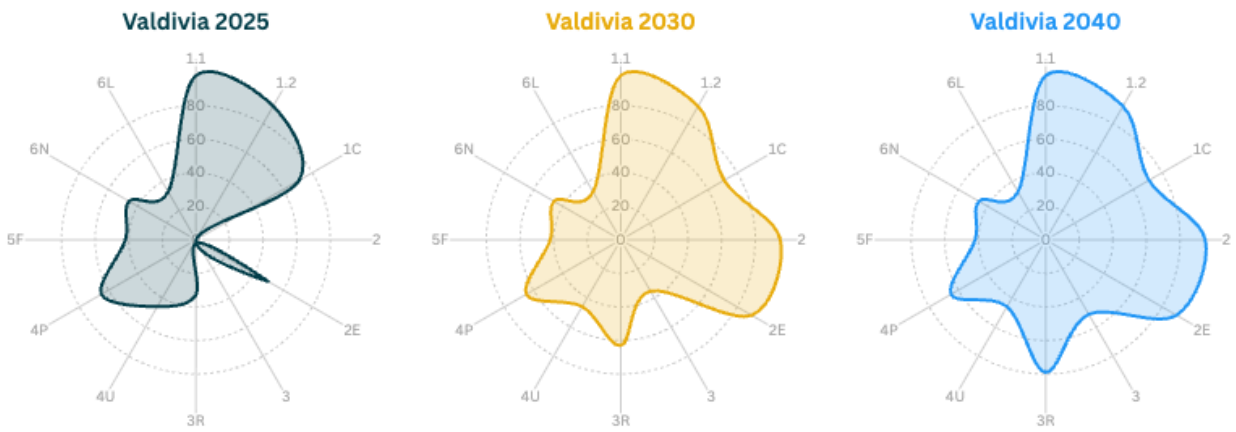


Figura 1: Diagramas de radar que resumen la evolución esperada del desempeño de los 12 indicadores de referencia de Wasteaware aplicados a la comuna de Valdivia, en el escenario prospectivo meta

4. Conclusiones

La investigación confirma que, en Chile, la información oficial disponible sobre residuos sólidos municipales no siempre es suficiente para evaluar con robustez el desempeño local ni para modelar escenarios de valorización orgánica. Por ello, la construcción de líneas base comunales requiere complementar críticamente los datos oficiales con antecedentes operacionales, contractuales y bibliográficos, especialmente cuando se busca orientar decisiones de inversión pública.

Asimismo, la aplicación de WABI en Valdivia permitió elaborar un diagnóstico integral del sistema, mostrando que los mayores avances potenciales se encuentran en la valorización de la fracción orgánica, pero que estos dependen de restricciones físicas concretas asociadas al material estructurante disponible. En este sentido, el PTRO estimado bajo autosuficiencia municipal no

expresa solo una capacidad técnica de tratamiento, sino también el umbral realista hasta el cual una municipalidad puede valorizar sus residuos orgánicos con recursos propios del sistema local.

Finalmente, la comparación entre escenario tendencial y escenario meta demuestra que invertir en la fracción orgánica puede mejorar significativamente la dimensión física del sistema municipal, pero no resuelve por sí solo las debilidades institucionales. En consecuencia, la combinación entre evaluación del desempeño, reconocimiento de restricciones físicas y análisis prospectivo constituye una base técnica replicable para mejorar la gestión municipal de residuos y orientar decisiones locales con mayor fundamento.

5. Bibliografía

Boldrin A., Christensen T.H., 2010. Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Manag.* 30(4), 551-557.

Campitelli A., Schebek L., 2020. How is the performance of waste management systems assessed globally? A systematic review. *J. Clean. Prod.* 272, 122986.

Christensen T., 2011. *Solid Waste Technology & Management*. Ed. Wiley & Sons Ltd., Chichester. 1052 pp.

Giraldo-Almario I., Rueda-Saa G., Uribe-Ceballos J.R., 2024. Wasteaware Adaptation to the Context of a Latin American Country: Evaluation of the Municipal Solid Waste Management in Cali, Colombia. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 26(2), 908-22.

Liu X., Xie Y., Sheng H., 2022. Green waste characteristics and sustainable recycling options: A comprehensive review. *Resour. Environ. Sustain.*11, 100098.

Reyes Torres M., Oviedo Ocaña E. R., Dominguez I., Komilis D., Sánchez A., 2018. A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Manag.* 77, 486-499.

UN Habitat, Urban Pathways, Waste Wise Cities, y African Clean Cities Platform, 2021. *Waste Wise Cities Tool (WaCT) Step by Step Guide to Assess a City´s Municipal Solid Waste Management Performance through SDG indicator 11.6.1 Monitoring*. https://unhabitat.org/wwc-tool (fecha de consulta: 08/06/2026).

Velis C.A., Wilson D.C., Gavish Y., Grimes S.M., Whiteman A., 2023. Socio-economic development drives solid waste management performance in cities: A global analysis using machine learning. *Sci. Total Environ.* 872, 161913.

Wilson D.C., Rodic L., Cowing M.J., Velis C.A., Whiteman A.D., Scheinberg A., Vilches R., Masterson D., Stretz J., Oelz B., 2015. 'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. *Waste Manag.* 35, 329-342.

Yang Y., 2018. *Assessment of the Wasteaware Indicator for selected cities in the US and China*. Earth Resources Engineering thesis in Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, Earth Engineering Center. https://wtert.org/wp-content/uploads/2019/03/Yibo-Yang_system-indicator.pdf (fecha de consulta: 08/06/2026).

6. Agradecimientos

Se agradece a la Ilustre Municipalidad de Valdivia, Chile, por el patrocinio otorgado a la investigación en el marco del acuerdo de colaboración aprobado mediante D.E. NÚMERO 03428/2024, así como por las facilidades de acceso a información municipal y antecedentes operacionales relevantes para su desarrollo. Asimismo, se reconoce que esta contribución deriva del Trabajo Final de Master (TFM) desarrollado en el Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos de la Universidad Miguel Hernández.

ANALIZANDO LA MESOFAUNA DEL COMPOSTAJE DE BIORRESIDUOS: RESULTADOS PRELIMINARES DEL PROYECTO DE CIENCIA CIUDANA BICHOCOMPO

Germán Tortosa Muñoz[1], Rubén Rodríguez Ramírez[2], Ignacio Huelves Baeuerle[3], Gael Núñez Jato[4], Raquel Egea García[5], Judit Villén Iglesias[5], Sonia Giménez Calleja[6], Morena Daniela La Ferla[7], Emilio Benítez León[1], María Luisa Fernández Sierra[1], Manuel Espinosa Urgel[1], María J. Delgado Igeño[1], Ignazio Irigoien Iriarte[8], Carlos Jiménez Martínez[9], Mario Porcel Vílchez[10], Salustiano Mato de la Iglesia[11], Rafael López Núñez[12] y Beatriz Martín Castro[13]

[1]Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC). [2]Ariadna Estrategia Ambiental. [3]Educador freelance ambiental. [4]SIHAHO Consulting S.L.U. [5]Nómadas, educación y gestión ambiental S.L. [6]Gestión y Estudios Ambientales GEA COOP. [7]Fundación Juan XXIII Roncalli. [8]Universidad Pública de Navarra. [9]Universidad de la Laguna. [10]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA). [11]Universidad de Vigo. [12]Red Española de Compostaje. [13]Composta en Red.

Correo electrónico: german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: El proyecto BICHOCOMPO surge con el objetivo de estudiar la biodiversidad de invertebrados asociada al compostaje de biorresiduos y evaluar su potencial como bioindicadores de la evolución del proceso y de la calidad del compost. Los invertebrados desempeñan funciones ecológicas fundamentales en la descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, por lo que su presencia puede aportar información relevante sobre el estado biológico del compost. La iniciativa, coordinada por la Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC) y Composta en Red, se desarrolló mediante un enfoque de ciencia ciudadana con la participación de alumnado de 21 centros educativos españoles. Los estudiantes realizaron muestreos no destructivos de macroinvertebrados presentes en pilas de compost, identificando los organismos mediante claves simplificadas adaptadas a su nivel educativo. Paralelamente, se analizaron las propiedades físico-químicas y biológicas del compost y se evaluó el impacto educativo del proyecto mediante cuestionarios previos y posteriores a la actividad. Los resultados mostraron una elevada diversidad de organismos asociados al compost, incluyendo pseudoescorpiones, ácaros, escarabajos, cochinillas y lombrices. Los análisis físico-químicos evidenciaron que los compost presentaban características compatibles con materiales estabilizados y maduros, con adecuados contenidos de nutrientes, ausencia de patógenos y bajos niveles de metales pesados, lo que confirma su aptitud para uso agrícola. Asimismo, el análisis de la mesofauna reveló una elevada abundancia de colémbolos, ácaros y larvas de coleópteros, indicadores de una intensa actividad biológica. Las encuestas reflejaron un alto grado de conocimiento y sensibilización ambiental del alumnado respecto al compostaje y al papel ecológico de los invertebrados

Palabras clave: bioindicadores, biorresiduos, compostaje, ciencia ciudadana, invertebrados.

1. Introducción

Los invertebrados constituyen uno de los grupos de organismos más abundantes y ampliamente distribuidos del planeta, desempeñando funciones ecológicas esenciales en procesos como la polinización, el control biológico de plagas y el reciclaje de nutrientes. En el ámbito de la gestión sostenible de residuos, el compostaje representa una técnica biológica eficaz para transformar materia orgánica en compost, un fertilizante orgánico de alto valor agronómico. Entre los materiales susceptibles de compostaje destacan los biorresiduos, que incluyen restos biodegradables procedentes de jardines, parques, hogares y actividades de restauración. Durante el proceso de compostaje, especialmente cuando no se alcanzan temperaturas excesivamente elevadas, se desarrolla una compleja red trófica de invertebrados que contribuye activamente a la descomposición de la materia orgánica y a la formación del compost.

En este contexto, el proyecto BICHOCOMPO tiene como objetivo principal establecer las bases operativas y metodológicas necesarias para el estudio sistemático de la diversidad de la mesofauna presente en compost elaborado a partir de biorresiduos. La finalidad es identificar posibles bioindicadores capaces de reflejar la evolución del proceso de compostaje y la calidad final del compost obtenido.

2. Material y Métodos

Esta iniciativa de ciencia ciudadana, coordinada por la Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC) y Composta en Red, contó con la participación de estudiantes de 21 centros educativos distribuidos por distintas provincias españolas, quienes colaboraron en las tareas de muestreo y caracterización de la fauna asociada al compost (Figura 1). El muestreo se realizó mediante una metodología no destructiva centrada en la evaluación de los macroinvertebrados reptadores presentes en el compost, incluyendo artrópodos, moluscos, crustáceos y anélidos, entre otros. El estudio se focalizó en organismos con un tamaño aproximado igual o superior a 1 cm, susceptibles de ser observados e identificados visualmente mediante dispositivos móviles. Para ello, se realizaron varias catas en las pilas de compost presentes en los centros escolares, obteniéndose muestras que fueron previamente cribadas y posteriormente extendidas sobre bandejas de color blanco para facilitar la observación de los organismos presentes. Los participantes procedieron al recuento e identificación de los macroinvertebrados mediante el uso de claves dicotómicas simplificadas adaptadas al nivel educativo del proyecto. De forma complementaria, se recogió una muestra de compost sin alterar que fue remitida a los laboratorios de la EEZ-CSIC para la determinación de sus propiedades físico-químicas (Tortosa y col., 2012) y biológicas (embudo de Berlese).

Con el objetivo de evaluar el impacto educativo de la actividad sobre los alumnos participantes, se realizaron dos cuestionarios, uno previo y otro posterior a la participación en el proyecto. Ambos cuestionarios permitieron analizar la percepción del alumnado sobre la importancia del compostaje de biorresiduos y el papel ecológico de los invertebrados en los ecosistemas y en el propio proceso de compostaje.

3. Resultados y Discusión

Las composteras de biorresiduos incluidas en el proyecto BICHOCOMPO se encontraban activas en el momento del muestreo y presentaban presencia de invertebrados observable a simple vista. Durante la jornada de muestreo, la temperatura ambiental media fue de 13 °C, mientras que la temperatura registrada en las pilas de compost se situó en torno a 20 °C. El número total de macroinvertebrados contabilizados por los alumnos mostró una elevada variabilidad entre muestras, con valores comprendidos entre 1 y 48 individuos por muestreo. Los organismos identificados pertenecían a diferentes grupos taxonómicos característicos de ecosistemas ricos en materia orgánica en descomposición, incluyendo pseudoescorpiones, ácaros, dermápteros (tijeretas), coleópteros (escarabajos), isópodos terrestres (cochinillas) y oligoquetos (lombrices) (Figura 2).

Los compost evaluados presentaron una humedad media del 55,6 ± 18,3 %, un pH ligeramente alcalino (7,71 ± 0,38) y una conductividad eléctrica de 1,48 ± 0,79 dS m^{-1}, valores moderados para este tipo de compost. El contenido medio de materia orgánica fue de 49,25 ± 18,11 %, con una concentración de carbono orgánico total de 28,57 ± 10,50 %, mientras que el nitrógeno total alcanzó un valor promedio de 1,75 ± 0,68 %. Estos parámetros determinaron una relación C/N media de 18,58 ± 13,02, ligeramente superior al umbral establecido por la normativa vigente (Real Decreto 506/2013) marcada en 15 para considerar un material orgánico como estabilizado y en un estado avanzado de maduración. En relación con su composición nutricional, los compost mostraron concentraciones medias de fósforo y potasio de 2,99 ± 1,25 y 12,28 ± 5,52 g kg^{-1}, respectivamente, lo que pone de manifiesto su potencial agronómico como enmienda orgánica y fuente de nutrientes para los cultivos. Entre los macronutrientes secundarios y micronutrientes analizados, el calcio fue

el elemento más abundante (48,02 ± 31,05 g kg^{-1}), seguido del magnesio, azufre e hierro, con concentraciones medias de 4,80 ± 3,11, 2,10 ± 0,79 y 6,13 ± 3,77 g kg^{-1}, respectivamente. Los análisis de metales pesados evidenciaron concentraciones reducidas para la mayoría de los elementos evaluados. No obstante, el níquel presentó un valor medio de 34 ± 20 mg kg^{-1}, ligeramente superior al límite de 25 mg kg^{-1} establecido para su clasificación como material de Clase A. Como consecuencia, 12 de los compost analizados fueron clasificados como Clase B, mientras que los 7 restantes cumplieron los requisitos para su catalogación como Clase A. Desde el punto de vista higiénico-sanitario, no se detectó la presencia de microorganismos patógenos indicadores, concretamente *Salmonella* spp. ni *Escherichia coli*, lo que confirma la adecuada higienización de los materiales estudiados.

En relación con las encuestas de percepción social realizadas, los resultados mostraron un elevado grado de conocimiento y sensibilización ambiental entre los participantes. Un 84,5 % identificó correctamente el compost como un material generado a partir de la transformación de residuos orgánicos, mientras que un 81 % reconoció su utilidad para reducir residuos, producir abono natural y contribuir a la protección del medio ambiente. Asimismo, el 91 % de los encuestados asoció la fauna del compost con insectos, lombrices y otros pequeños organismos, y el 86 % consideró que los insectos desempeñan un papel esencial en el mantenimiento del equilibrio ecológico. En relación con el proceso de compostaje, el 92,9 % afirmó que los invertebrados son fundamentales para la transformación de los residuos orgánicos y que una mayor diversidad biológica se relaciona con una mejor calidad del compost. Además, el 84 % destacó la importancia de estos organismos para el funcionamiento de los ecosistemas. Finalmente, los resultados reflejaron una percepción mayoritariamente positiva hacia los invertebrados asociados al compost, ya que el 39 % manifestó tener sentimientos de curiosidad o simpatía y el 18 % expresó admiración o respeto hacia estos organismos.

El análisis de la mesofauna del compost realizado mediante la técnica del embudo de Berlese permitió identificar un promedio de más de 1000 individuos por compost, lo que equivale aproximadamente a una densidad de entre 8 y 20 individuos por gramo de compost seco. Estos resultados ponen de manifiesto la elevada actividad biológica y la riqueza faunística presente en el material compostado. Los organismos más abundantes correspondieron principalmente a colémbolos (Collembola), ácaros (Acari) y larvas de coleópteros y dípteros, grupos taxonómicos habitualmente asociados a procesos de descomposición de materia orgánica y al reciclaje de nutrientes en ecosistemas edáficos. La presencia y abundancia de estos organismos constituyen indicadores relevantes del estado biológico del compost y de la complejidad de las redes tróficas que se desarrollan durante su proceso de maduración.

4. Conclusiones

Los compost analizados presentaron una elevada calidad agronómica y biológica, caracterizada por una abundante y diversa comunidad de invertebrados que puede constituir una herramienta útil para evaluar el estado de maduración del compost. Además, el proyecto demostró que la ciencia ciudadana es una estrategia eficaz para generar conocimiento científico y fomentar la educación ambiental sobre el reciclaje de biorresiduos y la biodiversidad del suelo.

5. Bibliografía

Tortosa G. y col. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *Journal of Cleaner Production*, 26, 48-55.

6. Agradecimientos

El proyecto BICHOCOMPO cuenta con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología – Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (REF. FCT-24-20830).

Figura 1. Ilustración de las actividades de muestreo de compost y de invertebrados realizadas por alumnos de educación infantil, primaria, secundaria y formación profesional. Las actividades se desarrollaron en centros educativos perteneciente tanto a entornos rurales (32 %) y urbanos (68 %).

Figura 2. Aspecto de los invertebrados aislados de las muestras de compost usando la metodología de embudo de Berlese y la confirmación de los diferentes taxones de invertebrados presentes en el compost por los alumnos.

GESTIÓN COMUNITARIA DE RESTOS VEGETALES MEDIANTE COMPOSTAJE EN LA PROVINCIA DE SORIA: EDUCACIÓN AMBIENTAL Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA COMO HERRAMIENTAS CLAVE

Elisa Herrero-de San Luis[1], Mari Cruz García-González[1], Paula Calvo-de Diego[1], Laura Buzón-Durán[1], Ernesto Gómez-Sobrino[1], Beatriz Molinuevo-Salces[1], Mercedes Sánchez-Báscones[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.

Resumen: El presente trabajo describe la implementación de un proyecto de compostaje comunitario en un municipio de la provincia de Soria, centrado en la valorización de restos vegetales procedentes de jardines, podas y huertos, con el objetivo de reducir su transporte, minimizar su impacto ambiental y fomentar una gestión sostenible y circular. La iniciativa incorpora la formación y sensibilización de la población como elemento clave para garantizar su continuidad, utilizando talleres como herramienta pedagógica para transmitir conocimientos sobre la separación de biorresiduos, el proceso de compostaje y el uso del compost generado. Se diseñaron tres líneas de talleres: compostaje y vermicompostaje, reciclaje doméstico y educación ambiental, cada una con objetivos, metodologías y actividades adaptadas a distintos públicos. Estos talleres combinan teoría y práctica mediante dinámicas participativas, experiencias sensoriales, observación directa y juegos educativos, promoviendo el aprendizaje significativo y el pensamiento crítico sobre sostenibilidad. La implementación se realizó en colaboración con la Dirección Provincial de Educación, alcanzando a nueve centros educativos de diferentes niveles, incluida la educación especial, con un total de 378 alumnos participantes. La alta demanda evidenció el interés social por este tipo de iniciativas. Se aplicaron metodologías inclusivas, con adaptaciones según edad y necesidades, basadas en el aprendizaje activo, visual y experimental. Los resultados reflejan una elevada participación y una creciente concienciación ambiental, destacando el valor de integrar compostaje comunitario y educación ambiental como estrategia eficaz para mejorar la gestión de residuos orgánicos en entornos rurales.

Palabras clave: actividades formativas, gestión sostenible.

1. Introducción

La gestión sostenible de los restos vegetales procedentes de jardines, podas, siegas y huertos constituye un reto en zonas rurales, tanto por su volumen estacional como por su potencial para generar recursos valorizables. El presente trabajo describe la implementación de un proyecto de compostaje comunitario en el municipio del Royo de la provincia de Soria, centrado exclusivamente en la valorización de estos residuos verdes con el objetivo de reducir su transporte, minimizar su impacto ambiental y promover prácticas de gestión sostenible y circular. La formación y sensibilización de la población local se presenta como un elemento clave para el éxito y la continuidad de la iniciativa, una vez finalizado el proyecto. Por ello, la impartición de talleres constituye una herramienta pedagógica eficaz para transmitir conocimientos básicos sobre la separación de biorresiduos, el proceso de compostaje y el uso adecuado del compost obtenido. Asimismo, resulta fundamental fomentar la concienciación sobre la importancia de la protección y conservación del medio ambiente, tanto en el ámbito rural como en el urbano.

En esta comunicación se expone la experiencia desarrollada en el diseño e impartición de talleres orientados a distintos públicos, con el objetivo de analizar su diseño, metodología y capacidad para favorecer la implicación de las personas participantes.

2. Diseño base de actividades

La finalidad de estos talleres es dar a conocer el proceso de compostaje, su importancia, la necesidad de separar los residuos cotidianos. La primera fase del diseño fue determinar la temática específica que se iba a tratar. Se decidió partir de tres líneas generales: compostaje y vermicompostaje, reciclaje doméstico y educación ambiental. Una vez establecidas las tres líneas se definieron los objetivos de aprendizaje, la metodología y las actividades que compondrían cada uno de los talleres.

2.1 Compostaje y vermicompostaje

El compostaje es la principal temática del proyecto en el que se enmarcan estos talleres, por lo que era indispensable el diseño de actividades formativas y de concienciación para facilitar la aceptación del proyecto y fomentar el conocimiento de este mecanismo de gestión de los residuos. Para ello se diseña el taller sobre lombrices y vermicompostaje, que aborda el papel esencial de estos organismos en la transformación de residuos orgánicos en humus de lombriz, un abono natural rico en nutrientes que mejora la fertilidad del suelo y contribuye a la sostenibilidad. A lo largo de la actividad, los estudiantes comprenden la importancia ecológica de las lombrices, especialmente de la especie *Eisenia fetida*, conocen el proceso de vermicompostaje y las condiciones óptimas para su reproducción y desarrollo, y aprenden a aplicarlo en contextos domésticos o escolares. La metodología combina la introducción teórica con la observación directa de lombrices vivas para analizar su morfología y comportamiento, la correcta selección de residuos (diferenciando entre materiales ricos en carbono y nitrógeno y descartando los no adecuados), y el seguimiento del proceso mediante el control de parámetros como la humedad, temperatura y actividad biológica. Finalmente, se promueve la reflexión crítica sobre el reciclaje y la sostenibilidad, destacando el valor del vermicompostaje como herramienta educativa y práctica para fomentar hábitos responsables con el medio ambiente.

2.2 Reciclaje doméstico

El taller de reciclaje doméstico presenta esta práctica como una acción fundamental para la protección del medio ambiente y el impulso de la economía circular, permitiendo a los estudiantes comprender la importancia de reducir, reutilizar y reciclar en su vida cotidiana. A lo largo de la actividad, se identifican los distintos tipos de residuos y su correcta clasificación en los contenedores adecuados, al tiempo que se fomenta el desarrollo de hábitos sostenibles y el pensamiento crítico sobre el impacto ambiental del consumo. La metodología se basa en una charla interactiva que introduce los conceptos clave y promueve la reflexión, seguida de un juego práctico de separación de residuos que refuerza el aprendizaje mediante la experiencia directa. Además, se proponen ideas para diseñar proyectos orientados a la reducción de residuos en el hogar y en el entorno escolar, y se concluye con una reflexión conjunta sobre cómo pequeñas acciones cotidianas pueden generar un impacto positivo significativo en la conservación del planeta y en la formación de una ciudadanía responsable.

2.3 Educación ambiental

El taller de educación ambiental tiene como objetivo sensibilizar a los estudiantes sobre la gestión de residuos, la economía circular, la sostenibilidad y el valor de los bosques mediante una

experiencia interactiva y multisensorial. A través de la dinámica de “cajas sorpresa”, los participantes exploran distintos materiales utilizando el tacto, el olfato y el oído, lo que despierta su curiosidad y fomenta un aprendizaje activo; posteriormente, reflexionan sobre el origen de estos materiales, su impacto ambiental y posibles alternativas sostenibles. La actividad se complementa con juegos y retos que promueven la identificación de residuos reciclables y la búsqueda de nuevas formas de reutilización, favoreciendo la creatividad y el pensamiento crítico sobre el consumo responsable. Finalmente, se realiza una puesta en común en la que los estudiantes comparten lo aprendido y plantean propuestas concretas para mejorar el entorno escolar desde una perspectiva ecológica, reforzando su compromiso con el cuidado del medioambiente.

3. Implementación y adaptación de los talleres

Una vez definidas las temáticas de intervención, se diseñó una encuesta dirigida a los centros educativos de la provincia de Soria, que fue distribuida a través de la Dirección Provincial de Educación. En dicha encuesta se presentaban las tres líneas de talleres propuestas, invitando a los centros interesados a establecer contacto con el equipo organizador con el fin de planificar el cronograma de actuaciones, los desplazamientos y los materiales necesarios, garantizando así una experiencia educativa de calidad adaptada a cada contexto.

La respuesta obtenida superó las expectativas iniciales, evidenciando un alto grado de interés y aceptación por parte de la comunidad educativa. De hecho, la demanda fue superior a la capacidad de intervención disponible, lo que impidió atender a todos los centros solicitantes debido a limitaciones de tiempo y personal. Finalmente, se pudo intervenir en un total de nueve centros educativos, abarcando todas las etapas formativas, desde los primeros cursos de educación infantil hasta ciclos de formación profesional, incluyendo además la participación del centro de educación especial de la capital. En conjunto, las actividades desarrolladas alcanzaron a un total de 378 alumnos.

En cuanto a la intervención educativa, se implementaron diversas adaptaciones metodológicas con el objetivo de garantizar la accesibilidad y adecuación de los contenidos a la diversidad del alumnado. De forma general, se empleó un lenguaje claro, sencillo y progresivo, ajustado a la edad y nivel educativo, junto con estrategias basadas en el aprendizaje visual, manipulativo y experiencial. Asimismo, se adoptó un ritmo flexible que permitió adaptar las sesiones no solo a cada etapa educativa, sino también a las características específicas de cada grupo.

De manera específica, en la etapa de educación infantil se priorizaron actividades de carácter sensorial y lúdico, como el uso de cajas sorpresa o la interacción directa con lombrices, facilitando la comprensión a través de la asociación con elementos cotidianos. En educación primaria se introdujeron progresivamente conceptos más complejos, como el reciclaje, la sostenibilidad o el compostaje, siempre vinculados a ejemplos cercanos. En educación secundaria se profundizó en contenidos como la economía circular, el impacto ambiental y los ciclos biológicos, fomentando el análisis y la reflexión crítica. En formación profesional, la intervención adoptó un enfoque eminentemente práctico y aplicado, incorporando el desarrollo de proyectos reales, la posible implementación de sistemas de compostaje y vermicompostaje, así como contenidos técnicos específicos y referencias a la normativa vigente.

Por su parte, en el ámbito de la educación especial, se priorizó el uso de materiales manipulativos y sensoriales (texturas, olores, sonidos), junto con un apoyo visual constante y la simplificación de las instrucciones en secuencias claras y estructuradas. Además, se cuidó especialmente la adecuación de los espacios y materiales para garantizar un entorno seguro y accesible, contando

en todo momento con la colaboración de los especialistas del propio centro, lo que permitió una intervención inclusiva y ajustada a las necesidades del alumnado.

4. Balance final de la experiencia y conclusiones

Los resultados (Tabla 1) reflejan un alto interés de la población por participar en talleres y charlas divulgativas, evidenciado en la elevada afluencia registrada en las actividades. Este nivel de participación demuestra una creciente motivación por gestionar adecuadamente los residuos. Además, la amplia asistencia fomentó espacios de intercambio entre ciudadanía, técnicos y comunidad educativa, fortaleciendo la implicación social en la gestión ambiental del municipio.

Tabla 1. Participación en los talleres de la provincia de Soria, por centro, edad, sexo y número total de alumnos

Nombre del Centro	Localidad	Fecha	Taller	Nivel	Alumnos	Mujer	Hombre
CEIP VIRGEN DEL RIVERO	SAN ESTEBAN DE GORMAZ	07-abr	Vermicompostaje, Cajas, Reciclaje	1º-2º	45	25	20
CRA LA RIBERA	LANGA DE DUERO (SORIA)	07-abr	Vermicompostaje	Infantil y primaria	29	15	14
CRA CAMPOS DE GÓMARA	GÓMARA	08-abr	Vermicompostaje, Cajas, Reciclaje		22	14	8
CIFP La Merced	Soria	08-abr	Reciclaje-compostaje	FP	27	16	12
I.E.S. Antonio Machado	Soria	09-abr	Reciclaje-compostaje	1º ESO	64	29	29
CEIP Infantes de Lara	Soria	09-abr	reciclaje, cajas sorpresa	1º	48	27	21
CEE Santa Isabel	Soria	05-may	reciclaje, cajas sorpresa	EBO, TVA, Aula taller	75	26	46
IES PICOS DE URBIÓN	COVALEDA (Soria)	14-may	Vermicompostaje	1ºESO y 2ºBACH	24	18	6
CRIE DE NAVALENO	NAVALENO	15-may	Vermicompostaje, Cajas, Reciclaje	6º	47	31	16

Esta experiencia subraya el valor de combinar compostaje comunitario y educación ambiental para mejorar la gestión local de biomasa vegetal en zonas rurales.

5. Agradecimientos

Este proyecto está financiado a través de las Convocatorias de subvenciones de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU. B. Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/5011000110.

EVALUACIÓN TECNOECONÓMICA DEL COMPOSTAJE COMUNITARIO DESCENTRALIZADO PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA MUNICIPAL

Angélica Oviedo[1], Mabel Mora[1], Sergio Ponsa[1], Joan Colón[1]

[1]BETA Technological Center, University of Vic – Central University of Catalonia, Carretera de Roda 70, 08500 Vic, Spain.

Correo electrónico: angelica.oviedo@uvic.cat

Resumen: El compostaje comunitario descentralizado puede reducir la dependencia de sistemas centralizados para la gestión de la fracción orgánica municipal, especialmente en municipios rurales. Este trabajo adapta y sintetiza un estudio publicado previamente sobre la viabilidad técnica y económica de un sistema descentralizado implementado y en funcionamiento actual por más de cinco años en Les Masies de Roda (Barcelona, España). El sistema se dimensionó para tratar 90 t/año de materia orgánica mediante 58 compostadores distribuidos en 14 áreas comunitarias y un centro de postratamiento. Se compararon seis escenarios operativos, definidos por el tipo de mezcla, la frecuencia de operación y el número de trasvases. Los escenarios mecanizados eliminaron los trasvases, redujeron el esfuerzo físico y disminuyeron el tiempo anual de operación respecto a los escenarios manuales. El escenario mecanizado 3A presentó costes operativos de 15.141 €/año, inferiores al modelo centralizado previo, y demuestra alcanzar el punto de equilibrio con un retorno del canon de 165-194 €/compostador, según tasas de descuento del 5-7 %. El compost obtenido cumplió criterios de alta calidad, con estabilidad biológica y condiciones microbiológicas adecuadas. Los resultados demuestran que la mecanización y los instrumentos económicos son factores clave para replicar el compostaje comunitario como modelo municipal de economía circular.

Palabras clave: biorresiduos; mecanización; costes operativos; retorno del canon; economía circular.

1. Introducción

La gestión de la fracción orgánica de los residuos municipales es una prioridad ambiental por su relación con la reducción del vertido, la recuperación de nutrientes y la transición hacia modelos de economía circular. En este contexto, la Directiva (UE) 2018/851 refuerza la recogida separada y el reciclaje de biorresiduos, mientras que el compostaje ofrece una vía local para valorizar materia orgánica y disminuir la dependencia de tratamientos centralizados (European Parliament, 2018; Oviedo y col., 2025).

Los sistemas centralizados de compostaje permiten tratar grandes flujos, pero pueden limitar la implicación ciudadana, incrementar necesidades de transporte y dificultar la valorización de la totalidad de la fracción orgánica en municipios pequeños o dispersos. El compostaje comunitario descentralizado se ha documentado en diferentes escalas y contextos; sin embargo, todavía existe poca evidencia sobre su viabilidad cuando se plantea como método principal para tratar el 100 % de la fracción orgánica generada en un municipio completo (de Souza y Drumond, 2022; Oviedo y col., 2025).

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar la viabilidad técnica y económica de un sistema de compostaje comunitario descentralizado para gestionar íntegramente la fracción orgánica municipal, identificando las condiciones operativas y económicas que favorecen su replicabilidad en municipios rurales o de tamaño mediano y pequeño.

2. Material y Métodos

2.1 Caso de estudio y alcance

El caso de estudio se desarrolló en Les Masies de Roda (Barcelona, España), municipio rural de 704 habitantes, 16,41 km² y baja densidad poblacional. Antes de la implantación del sistema descentralizado, la gestión se basaba en recogida selectiva, transporte y tratamiento centralizado de las fracciones municipales. De acuerdo con las estadísticas de la Agència de Residus de Catalunya, la generación municipal era de 331 t/año, de las cuales 55 t/año correspondían a fracción orgánica separada en origen y 32 t/año a materia orgánica presente en la fracción resto (Agència de Residus de Catalunya, 2024; Oviedo y col., 2025).

2.2 Configuración y capacidad del sistema

El sistema se diseñó para tratar aproximadamente 90 t/año de materia orgánica y producir cerca de 27 t/año de compost. La infraestructura incluyó 58 compostadores de 1.000 L distribuidos en 14 áreas de compostaje comunitario y un centro de postratamiento para el tamizado del compost y la separación del material estructurante. La capacidad instalada se calculó considerando el número de compostadores, la capacidad por módulo y cuatro ciclos anuales de compostaje.

2.3 Diseño operativo, evaluación de calidad y análisis económico

Durante tres años se evaluaron seis escenarios operativos, combinando tres grados de operación -manual, semimecanizada y mecanizada-, dos frecuencias de atención y número de transvases por ciclo. La cantidad de materia orgánica aportada se estimó mediante registros diarios del número de bolsas depositadas y pesajes estacionales para ajustar el peso medio por bolsa. La calidad del compost se evaluó mediante análisis fisicoquímicos, metales pesados, parámetros microbiológicos e índice dinámico respirométrico. El análisis económico incluyó CAPEX, OPEX, valor actual neto (VAN), tasa interna de retorno (TIR) y periodo de recuperación de la inversión, considerando tasas de descuento del 5 y 7 %, costes laborales, costes de mantenimiento, combustible, electricidad, retorno del canon e impuestos asociados a la disposición final. También se aplicaron análisis ANOVA para explorar el efecto de la temperatura externa, el tiempo de retención y el tipo de operación sobre la estabilidad del compost.

3. Resultados y Discusión

3.1 Desempeño material y operativo

La sustitución del modelo centralizado por un sistema con recogida puerta a puerta de algunas fracciones y compostaje descentralizado de la fracción orgánica permitió aumentar la separación en origen de la materia orgánica del 16,7 al 28,4 %. Además, el sistema evitó la recogida, transporte, tratamiento y disposición final de la fracción orgánica, tanto de la separada en origen como de la recuperable desde la fracción resto. En términos de gestión material, el sistema valorizó 90 t/año de residuos orgánicos y produjo aproximadamente 27 t/año de compost.

La mecanización fue el factor operativo más determinante. En los escenarios manuales y semimecanizados, los trasvases y la mezcla concentraron la mayor parte del tiempo y esfuerzo físico. En cambio, los escenarios mecanizados eliminaron los trasvases, redujeron la manipulación manual de cargas y disminuyeron los costes de personal. La Tabla 1 resume los principales indicadores técnicos y económicos de los escenarios analizados.

Tabla 1. Principales indicadores técnicos y económicos de los escenarios evaluados.

Escenario	Tipo de operación	Trasvases/ ciclo	Horas/año	Coste personal (€/año)	OPEX (€/año)
1A	Manual	2	1.105	33.922	41.872
1B	Manual	2	798	24.483	32.439
2A	Semimecanizada	1	1.049	32.183	40.139
2B	Semimecanizada	1	742	22.744	30.694
3A	Mecanizada	0	663	10.158	15.141
3B	Mecanizada	0	531	8.146	13.129

Fuente: Adaptado de Oviedo y col. (2025).

3.2 Viabilidad económica

El escenario 3A presentó un OPEX de 15.141 €/año, inferior al coste anual del modelo centralizado previo para la fracción orgánica, estimado en 17.000 €/año una vez considerado el retorno del canon. Con una inversión inicial de 118.517 €, el punto de equilibrio económico se alcanzó con retornos del canon de 165 €/compostador para una tasa de descuento del 5 % y de 194 €/compostador para una tasa del 7 %. Bajo estas condiciones, el periodo de recuperación fue de aproximadamente 10 años. El escenario 3B mostró el menor OPEX, pero requiere una solución tecnológica no comercial, por lo que su CAPEX definitivo debe validarse antes de considerarlo una alternativa plenamente replicable.

3.3 Calidad del compost y análisis de sensibilidad

Respecto a la calidad del compost, los resultados mostraron valores compatibles con un compost estable y sanitizado. El material final presentó contenidos elevados de materia orgánica, pH cercano a la neutralidad-alcalinidad, relación C/N baja y ausencia de Salmonella. La operación mecanizada mostró menor variabilidad del índice de respiración, lo que sugiere una mezcla más homogénea y una evolución más consistente del proceso. En conjunto, el compost obtenido cumplió criterios de alta calidad conforme al Real Decreto 506/2013, aunque el zinc fue el parámetro más restrictivo en la clasificación por metales pesados (Real Decreto 506/2013; Oviedo y col., 2025).

El análisis de sensibilidad indicó que los costes laborales son el componente más crítico del OPEX. A incrementos salariales elevados, el coste del modelo descentralizado puede superar al centralizado, lo que evidencia la necesidad de diseñar operaciones con baja carga de trabajo manual, rutas eficientes y mecanismos económicos estables. Por tanto, la viabilidad no depende únicamente de instalar compostadores, sino de integrar el diseño técnico con instrumentos de financiación, mantenimiento, seguimiento de calidad y aceptación ciudadana.

4. Conclusiones

El compostaje comunitario descentralizado puede gestionar el 100 % de la fracción orgánica municipal en municipios rurales cuando se diseña con criterios de capacidad, frecuencia operativa, control de calidad y sostenibilidad económica. La mecanización de la mezcla y la eliminación de trasvases fueron los factores clave para reducir el esfuerzo físico, las horas de operación y los costes de personal.

El escenario mecanizado 3A fue la alternativa más equilibrada entre viabilidad técnica y madurez tecnológica, con un OPEX inferior al modelo centralizado previo y recuperación de la inversión condicionada al retorno del canon. Para replicar el modelo, se recomienda mantener

tiempos de retención próximos a cuatro meses, adaptar la frecuencia de operación a la generación real por barrio y asegurar instrumentos económicos que compensen la inversión inicial.

Estos resultados respaldan el compostaje comunitario descentralizado como una estrategia de economía circular para municipios pequeños y medianos, siempre que la decisión se base en un análisis integrado de CAPEX, OPEX, calidad del compost, cargas laborales y marco normativo local.

5. Bibliografía

Agència de Residus de Catalunya, 2022. Guia d'orientació als ens locals sobre l'aplicació del retorn dels cànons sobre la disposició del rebuig dels residus municipals per a l'any 2022.

Agència de Residus de Catalunya, 2024. Estadísticas de Residuos Municipales. Generalitat de Catalunya. https://residus.gencat.cat/es/inici/ (fecha de consulta: 11/06/2026).

Boletín Oficial del Estado, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Ministerio de la Presidencia, Gobierno de España.

De Souza L.C.G., Drumond M.A., 2022. Decentralized composting as a waste management tool connected with the new global trends: a systematic review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29, 12679-12700.

European Parliament, 2018. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste.

Imeni S.M., Pelaz L., Corchado-Lopo C., Busquets A.M., Ponsá S., Colón J., 2019. Techno-economic assessment of anaerobic co-digestion of livestock manure and cheese whey at small and medium dairy farms. *Bioresource Technol.* 291, 121872.

Oviedo A., Mora M., Ponsa S., Colón J., 2025. Techno-economic evaluation of decentralized community composting as a management model to valorize organic matter in small and medium-sized towns. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 27, 4234-4251. https://doi.org/10.1007/s10163-025-02340-2.

Vázquez M.A., Soto M., 2017. The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Manag.* 64, 39-50.

6. Agradecimientos

Este trabajo extenso adapta y sintetiza resultados publicados previamente por Oviedo y col. (2025) para su comunicación en las 9ª Jornadas de la Red Española de Compostaje. El estudio original recibió financiación de la Unión Europea mediante el programa ENI CBC Mediterranean Sea Basin, proyecto DECOST - Decentralized Composting in Small Towns, contrato A_B.4.2_0095; así como apoyo del programa de doctorado en Ciencias Experimentales y Tecnologías de la University of Vic - Central University of Catalonia y de la ayuda predoctoral UVIC-UCC. Joan Colón recibió financiación del programa Ramón y Cajal, referencia RYC-2018-026231-I.

DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE UN SISTEMA DE RECOLECCIÓN Y COMPOSTAJE COMUNITARIO DE BIORRESIDUOS CON INCLUSIÓN SOCIAL EN MONTEVIDEO

Mauricio Passeggi[1], Josefina Delgado[1], Mariana Bentancur[1], Santiago Bianchi[1], Gabriella Jorge[2], Ramiro Arana[2], Mariana Sanguinetti[3], Camilo Matonte[4], Gerardo Sarachu[4]

[1]Facultad de Ingeniería, Universidad de la República, Julio Herrera y Reissig 565, C.P. 11300, Montevideo, Uruguay.
[2]Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Av. Garzón 780, C.P. 12900, Montevideo, Uruguay.
[3]Facultad de Ciencias Económicas y de Administración, Universidad de la República, Gonzalo Ramírez 1926, C.P. 11200, Montevideo, Uruguay.
[4]Servicio Central de Extensión y Actividades en el Medio, Universidad de la República, Brandzen 1961, C.P. 11200, Montevideo, Uruguay.

Correo electrónico: passeggi@fing.edu.uy

Resumen: En la ciudad de Montevideo, aproximadamente el 40% de la masa de residuos sólidos domésticos corresponde a la fracción orgánica, dispuesta mayoritariamente en rellenos sanitarios, mientras sectores vulnerables subsisten mediante la clasificación informal. El presente estudio valida el "modelo Maggiolo", un sistema de gestión descentralizada basado en una Unidad de Compostaje Comunitario (UCC) modular que integró a 163 hogares de cooperativas de vivienda y capacitó a ex clasificadores informales como operarios técnicos o "Maestros Composteros". Mediante un circuito de recolección con triciclos motorizados (motocarro), se recolectaron biorresiduos con solo un 0,1% de impropios. Los resultados técnicos demuestran la robustez del proceso de compostaje, manteniendo temperaturas termofílicas sostenidas por encima de los 45 °C incluso durante el invierno. El compost obtenido superó los estándares de la normativa uruguaya DGSA 141/2018, reportando un 70,4% de materia orgánica, un 1,3% de nitrógeno total y un índice de germinación del 90%, lo que confirma la ausencia de fitotoxicidad. Un hallazgo conductual relevante fue el registro en el incremento del 55% en la separación de residuos secos reciclables en los hogares participantes, evidenciando un potente efecto de sinergia en los hábitos de separación. El análisis económico determinó un costo de valorización de 428 €/tonelada de residuo, destacando que el 69% de dicho monto se destina a la remuneración directa del personal formalizado. Se concluye que la viabilidad del modelo está supeditada a su capacidad de transformar un costo operativo en un servicio ecosistémico de inclusión social, actuando simultáneamente como un catalizador de hábitos circulares integrales.

Palabras clave: compostaje comunitario, biorresiduos, inclusión social, economía circular.

1. Introducción

La gestión de residuos sólidos municipales en América Latina se caracteriza por deficiencias críticas en la recolección selectiva y el predominio de vertidos incontrolados (*open dumping*). Según Pérez-Morales y col. (2026), la disposición sin tratamiento biológico previo de la fracción orgánica no solo agota la vida útil de los rellenos sanitarios, sino que perpetúa riesgos ambientales. En este escenario, Uruguay ha avanzado mediante la Ley Nº 19.829/2019 y mediante programas como el de "Motocarros" en Montevideo, que buscan la formalización del sector informal mediante la sustitución de la tracción a sangre por vehículos motorizados.

Bajo el marco de una "Economía Circular Justa", la integración de los recicladores de base (*waste pickers*) es imperativa para cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 1, 11 y 12). La

gestión descentralizada y el compostaje de proximidad reducen la externalidad del residuo al permitir que el ciudadano observe la transformación biológica en su entorno local, fortaleciendo el compromiso ambiental de manera superior a las plantas industriales centralizadas.

El objetivo general del trabajo es validar un modelo de gestión de biorresiduos domiciliarios que integre eficiencia técnica con inclusión socio-laboral formal.

Dentro de los objetivos específicos se encuentran: i) Evaluar el desempeño de la Unidad de Compostaje Comunitario (UCC) modular bajo condiciones climáticas variables; ii) Cuantificar la calidad agronómica y sanidad del compost bajo la norma DGSA 141/2018; iii) Medir el impacto del sistema en los hábitos de separación de otras fracciones de residuos urbanos mediante el análisis de la evolución en la tasa de separación, contra una población de control.

2. Materiales y Métodos

2.1 Infraestructura, Logística y Operación

Se instaló una UCC modular en el Vivero CEDEL (Parque Rivera, Montevideo, Uruguay), construida con perfiles de plástico (PEAD) reciclado, madera de eucalipto protegida con aceite de lino y tapas de PRFV. La unidad se compone de 14 módulos, dispuestos en 2 hileras con 6 módulos de 1 m^3 y uno central de 1,2 m^3. El diseño incluyó el uso de rejillas inferiores de madera para asegurar la aireación pasiva, manteniendo concentraciones de oxígeno por encima del 5% en la fase bio-oxidativa.

El sistema atiende a 163 familias de seis cooperativas de vivienda. Se suministraron baldes de 15 litros y bolsas certificadas como compostables de 30 µm. La recolección se realiza tres veces por semana mediante motocarro, centralizando el material en la UCC. La operación es ejecutada por un ex clasificador informal capacitado técnicamente. Previo a la carga, se pesan los residuos recolectados en las cooperativas de vivienda, se separan de forma manual los materiales impropios y se pesan. La operación implica la medición de temperatura central de cada módulo, tres trasiegos de cada lote donde se ajusta la humedad. Por último, se descarga y tamiza el compost.

Durante el invierno, se validó el bloqueo de la ventilación lateral mediante un film de polietileno para mejorar la inercia térmica de los módulos, manteniendo infiltración de aire por el perímetro de la base.

2.2 Análisis de Datos y Laboratorio

Se realizaron mediciones en todo el volumen de los módulos para generar perfiles 3D de temperatura. La calidad del compost fue evaluada por el laboratorio externo (Ecotech, Montevideo, Uruguay), analizando parámetros de materia orgánica, nitrógeno total y presencia de patógenos (*Salmonella* sp. y Coliformes fecales) según la Resolución DGSA 141/2018 (normativa uruguaya).

Para evaluar la compostabilidad de las bolsas, que habitualmente se separaban, se incorporaron con los residuos en un módulo, registrando el número de bolsas y desgarrándolas previamente. Al final del proceso se separó manualmente cada fragmento visible, durante la operación de tamizado. Estos restos fueron lavados, secados y pesados.

2.3 Análisis conductual

En las cooperativas de vivienda ya se realizaba la separación de materiales reciclables, por lo que se decidió medir el incremento en la masa de residuos separados a los seis meses de haber

comenzado con la separación de biorresiduos. Como control se utilizó la variación en el mismo período de la masa promedio separada por el resto de las cooperativas de vivienda, que separaban materiales reciclables del mismo modo, pero que no separaban biorresiduos.

2.4 Análisis de costos

Los costos se evaluaron a partir de la información suministrada por el gobierno departamental e incluyeron: costos laborales de mano de obra directa, costo de supervisión y análisis, insumos, herramientas, y amortización de las inversiones a 5 años.

3. Resultados y Discusión

3.1 Desempeño Técnico

El proceso garantizó la higienización de los residuos orgánicos, con temperaturas >45 °C durante el 69% de los días evaluados. Se determinó una eficiencia de degradación del 91% en las bolsas compostables en un ciclo de 123 días, quedando sin degradar fundamentalmente los nudos, afectando negativamente el aspecto visual, cuando no se separan las bolsas.

Tabla 1. Comparativa de resultados analíticos vs. Norma DGSA 141/2018.

PARÁMETRO	COMPOST UCC	LÍMITE NORMA DGSA
MATERIA ORGÁNICA (%)	70,40	≥ 20
NITRÓGENO TOTAL (%)	1,30	≥ 0,50
RELACIÓN C/N	9,80	≤ 30
ÍNDICE DE GERMINACIÓN (%)	90	N/A
***Salmonella* sp. (UFC/g)**	Ausencia	Ausencia
COLIFORMES FECALES (NMP/g)	36 NMP/g	< 1000
FRACCIÓN DE IMPROPIOS (%)	0,10	N/A

3.2 Sinergia Conductual

Se cuantificó un incremento del 55% en la separación de reciclables secos (en promedio de 5 de las Cooperativas participantes), en contraste con el 10% de incremento en las restantes 133 cooperativas usadas como control. Esto representa una desviación significativa respecto a los hallazgos de Maki y col. (2019), cuyo metaanálisis sugiere que el efecto (*spillover effect*) para comportamientos reales suele ser negativo o nulo (d_+ = -0.03). En este caso, la similitud percibida entre las tareas de clasificación (biorresiduos y secos) y la motivación producida al ver y usar el compost, parece tener un efecto muy significativo en el comportamiento respecto a la fracción reciclable.

3.3 Análisis Económico-Social

El costo de valorización de 428 €/tonelada de residuo se justifica bajo una lógica de justicia social. Debe interpretarse desde una perspectiva integral y no únicamente como un costo de tratamiento de residuos. Este valor incluye la recolección diferenciada, la operación técnica de la UCC, la distribución de compost para la agricultura urbana, y especialmente la capacitación e inclusión laboral de los ex clasificadores en el sistema. En efecto, el 69% del costo total es destinado a mano de obra directa, transformando un costo de gestión de residuos en una inversión en servicio ecosistémico de inclusión, mitigando costos sociales derivados de la informalidad.

Siguiendo a Montero-Vega y col. (2024), a este éxito contribuyen las "acciones habilitadoras" del gobierno local (entrega de baldes, bolsas y recolección eficiente). Al reducir las barreras externas, la infraestructura permitió que las normas sociales se tradujeran en acciones efectivas, superando la inercia conductual típica en contextos en desarrollo.

4. Conclusiones

La viabilidad técnica de las UCC modulares quedó validada para garantizar sanidad y calidad agronómica del compost en entornos urbanos, optimizada mediante el uso de rejillas de madera y gestión de inercia térmica invernal.

El compostaje comunitario funciona como un catalizador de hábitos ambientales; la participación en circuitos cortos rompe la externalidad del residuo y potencia el reciclaje seco a través de un efecto positivo en los hábitos de separación.

Es necesaria la consolidación de políticas públicas que financien estos sistemas descentralizados, reconociendo su valor no solo por el retorno ambiental, sino por su capacidad de reconversión laboral digna.

Las bolsas compostables deben separarse para su compostaje en condiciones industriales, para no generar residuos indeseables en el compost terminado.

5. Bibliografía

Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA), 2018. Resolución Nº 141/2018. Requisitos Técnicos para el Registro de Enmiendas Orgánicas. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-n-141018-dgsa-requisitos-tecnicos-para-registro-enmiendas# (fecha de consulta 15/06/2026)

Maki, A., Carrico A.R., Raimi K.T., Truelove H.B., Araujo B., Yeung K.L., 2019. Meta-analysis of pro-environmental behaviour spillover. *Nat. Sustain.* 2, 307–315.

Montero-Vega M., Brenes-Peralta L.P., Baltodano-Zúñiga D., García-Barquero M.E., 2024. Which factors determine food waste-related behavior? Perspectives from households for local policymaking in developing countries. *Cogent Food Agric.* 10(1), 2341551.

Pérez-Morales L.Y., Guzmán-López A., Miranda-López R., Bravo-Sánchez M.G., Botello-Álvarez J.E., 2026. A Review of Organic Municipal Waste Management in Medium Cities in Latin America. *Recycling* 11(4), 73.

6. Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro más sincero agradecimiento al Prof. Dr. Raúl Moral Herrero (CIAGRO-UMH), por su valioso e indispensable apoyo en la gestión de la inscripción y el envío de este trabajo. Su colaboración ha sido fundamental para la realización de esta presentación.

SESIÓN 6

ECONOMÍA CIRCULAR, VALORACIÓN INNOVADORA DE RESIDUOS Y NUEVAS FUENTES DE MATERIA PRIMA

RECUPERACIÓN INTENSIFICADA DE FÓSFORO MEDIANTE EXTRACCIÓN ÁCIDA Y CRISTALIZACIÓN DE ESTRUVITA EN UNA PLANTA PILOTO EN LA EDAR DE CASTELLÓN

Ernesto José Santateresa Forcada[1], Javier Eduardo Sánchez Ramírez[1], Juan Aviñó Calero[1], Raul Moral Herrero[2], Encarnación Martínez Sabater[2], Lucía Valverde Vozmediano[2], José Sáez Tovar[2], Luciano Orden Pilchik[2], Esther Molina Peñate[3], Antoni Sánchez Ferrer[3], Marga López Martínez[4], Víctor Riu Arenas[5], Guillermo Pardo Nieva[6], Jordi Izquierdo Figarola[4], Elena Zuriaga Agustí[1], Ines Beltran Pitarch[7], Cristobal Badenes Catalán[7]

[1]Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense, S.A.U. (FACSA)
[2]Grupo GIAAMA, Universidad Miguel Hernández
[3]Grup d'Investigació en Compostatge (GICOM), Universitat Autònoma de Barcelona
[4]Departament d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia, Universitat Politècnica de Catalunya
[5]Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentaris (IRTA)
[6]Basque Centre for Climate Change (BC3)
[7]Ayuntamiento de Castellón de la Plana

Correo electrónico: esantateresa@facsa.com

Resumen:

La recuperación de fósforo en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) constituye una estrategia para avanzar hacia modelos de economía circular y reducir la dependencia de recursos minerales críticos. El objetivo de este trabajo fue evaluar una estrategia de intensificación de la recuperación de fósforo mediante acidificación de corrientes de lodo y posterior cristalización de estruvita en una planta piloto en la EDAR de Castellón, bajo el marco del proyecto FERTILAB. Se estudió una mezcla de fango mixto y escurrido de centrífuga en proporción 1:1, sometida a una etapa de extracción ácida para incrementar la disponibilidad de fósforo soluble. La acidificación permitió aumentar la concentración de fósforo en forma de ortofosfato desde 175 hasta 377 mg P-PO_4/L suponiendo un incremento del 116%, sin embargo, los ensayos en piloto alcanzaron incrementos medios del 47% en fósforo soluble, mientras el nitrógeno amoniacal alcanzó concentraciones de 764 mg N-NH_4/L adecuadas para la cristalización de estruvita. El ensayo realizado mediante fermentación biológica mostró resultados comparables a los obtenidos mediante acidificación química, si bien serían necesarios más ensayos para confirmar esta tendencia. La etapa de cristalización presentó rendimientos superiores al 95% en todos los ensayos, independientemente de la relación molar Mg/P empleada. Los análisis mediante ICP-MS y difracción de rayos X confirmaron la obtención de un biofertilizante con un contenido de estruvita del 40-50%. Los resultados demuestran que la combinación de corrientes de lodo y la extracción ácida constituyen una alternativa eficaz para incrementar la recuperación de fósforo respecto a las estrategias convencionales basadas exclusivamente en escurridos.

Palabras clave: recuperación de fósforo, estruvita, lodos de depuración, EDAR y cristalización.

1. Introducción

La Directiva 91/271/CEE (21 de mayo de 1991) estableció por primera vez requisitos específicos de eliminación de fósforo en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) que vierten a zonas sensibles a la eutrofización. En este contexto, se fijaron concentraciones máximas de fósforo total en efluente de 2 mg P/L para instalaciones con más de 10.000 habitantes equivalentes, reduciéndose hasta 1 mg P/L en EDAR de mayor tamaño (>100.000 h.e.), significando la movilización de cantidades significativas de fósforo hacia las corrientes de lodos.

Actualmente, la política europea está evolucionando desde un modelo centrado en la eliminación de fósforo hacia un enfoque integral basado en la economía circular, donde la recuperación de este nutriente desde las EDAR pasa a ser un objetivo estratégico. La reciente Directiva (UE) 2024/3019 marca un punto de inflexión al introducir requisitos explícitos de reciclaje y reutilización del fósforo, reforzando además los límites de vertido. Este marco, junto con la consideración de la roca fosfática como materia prima crítica por parte de la European Commission Critical Raw Materials, está impulsando la transición de las EDAR hacia instalaciones de recuperación de recursos y valorización de nutrientes.

En las EDAR con eliminación biológica o química de fósforo, entre el 75 y el 90 % del fósforo afluente queda retenido en los lodos (Tarayre et al., 2016; Martí et al., 2017), constituyendo la principal fracción recuperable. Entre las tecnologías disponibles, la cristalización de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) a partir de escurridos de centrífuga destaca por su elevado grado de madurez tecnológica. Sin embargo, esta recuperación suele limitarse al 10-20 % del fósforo influente (González-Morales et al., 2021), permaneciendo la mayor parte ligada a la biomasa y a los sólidos del lodo. Para garantizar su viabilidad técnica y económica, se requieren concentraciones mínimas de fósforo soluble del orden de 50-60 mg P-PO4/L (Mehta et al., 2015; Salehi et al., 2018). Con el fin de incrementar el potencial de recuperación, diversos autores han propuesto etapas de acidificación para solubilizar el fósforo particulado y liberarlo a la fase líquida antes de la cristalización (Quist-Jensen et al., 2018). En esta línea, el presente trabajo evalúa una estrategia de intensificación basada en la acidificación de una mezcla de fango mixto y escurrido de centrífuga, seguida de la recuperación de fósforo mediante cristalización de estruvita en una planta piloto desarrollada en la EDAR de Castellón dentro del proyecto Fertilab.

2. Material y Métodos

En primer lugar, se realizó la caracterización analítica de las corrientes de fangos de la EDAR de Castellón para evaluar su potencial en la recuperación de fósforo como estruvita. Posteriormente, se ensayaron distintas mezclas de fango mixto y escurrido de centrífuga en probetas de 1 L, a pH 4 con ácido clorhídrico, con el objetivo de optimizar la separación sólido-líquido y maximizar la proporción de fango mixto.

Se realizaron 21 ensayos en una planta piloto compuesta por dos reactores de 220 L. Cada ensayo incluyó las etapas de mezcla de corrientes, acidificación, sedimentación, recuperación de fase líquida, cristalización y separación de cristales. La mayor parte de los ensayos empleó acidificación química mediante HCl hasta pH 4, mientras que un ensayo utilizó fermentación biológica. La precipitación de estruvita se realizó a pH 9 mediante NaOH, evaluándose diferentes relaciones molares Mg/P mediante adición de $MgCl_2$.

3. Resultados y Discusión

En los ensayos de sedimentación en laboratorio se determinó una mezcla óptima 1:1 en volumen de escurrido de centrífuga frente a fango mixto, la fase líquida acidificada obtenida se caracterizó para evaluar la solubilización y extracción de fósforo. Los resultados obtenidos muestran que la mezcla realizada tras su acidificación permite obtener en torno a 377 mg/l de P en forma de ortofosfato (P-PO4) y concentraciones de nitrógeno amoniacal (N-NH4) en torno a 764 mg/l (Tabla 1), siendo estos valores adecuados para los procesos de cristalización.

Tabla 1. Caracterización de corrientes, mezcla seleccionada y resultado tras acidificación.

Parámetro	Escurrido de centrífuga	Fango primario espesado	Fango mixto espesado	50% Escurrido de Centrífuga + 50% Fango mixto	Hidrólisis ácida a mezcla 50%fango + 50 % Escurrido centrífuga
Pt (mg/L)	179,0	480	1520	849,5	849,5
PO4 (mg/L)	137,0	276	936	536,5	1157,3
P-PO4 (mg/L)	44,7	90,1	305,4	175,07	377,4
Ppart (mg/l)	134,3	389,9	1214,6	674,4	472,1
NKT (mg/L)	535,0	1000	2629	1582	1582,0
NH4 (mg/L)	632,0	220,0	431,0	531,5	982,3
N-NH4 (mg/L)	491,6	171,1	335,2	413,39	764,0
Npart (mg/l)	43,4	828,9	2293,8	1168,61	818,0
Mgt (mg/L)	72,0	168	295	183,5	183,5
ST (mg/L)	234,0	55742	37556	18778	14798

Durante la operación de la planta se fueron caracterizando las distintas formas de fósforo en cada una de las etapas con el fin de determinar el rendimiento de la solubilización del fósforo ($P\text{-}PO_4^{3}$) disponible para la precipitación, así como la eficiencia de la cristalización (Tabla 2).

Tabla 2. Condiciones de operación y resultados de liberación de fósforo y análisis elemental de los cristales para cada uno de los ensayos.

Ensayo nº	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
% Fango mixto	50	50	69	50	50	40	0	60	40	40
Volumen inicial mezcla (l)	220	210	210	200	200	220	150	210	210	210
Volumen fase líquida recuperada (%)	59	61	62	57	63	61	93	55	69	67
P_t (mg/L), antes acidificación	231	318	493	419	408	280	180	242	184	190
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/L), antes de acidificación	84	73	125	93	114	75	21	44	55	59
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (%), antes de acidificación	36	22	26	22	28	27	12	18	30	31
Pt (mg/L), tras acidificación	270	353	481	449	423	360	160	317	270	282
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/L), tras de acidificación	198	115	180	187	249	201	50	145	138	149
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (%), tras de acidificación	77	32	37	42	60	56	31	46	51	53
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/l), tras precipitación	0,5	6,8	18,3	1,6	3,0	1,8	2,2	1,7	1,6	1,0
Eficiencia cristalización P (%)	100	94	91	99	99	99	96	99	99	99

Ensayo nº	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
% Fango mixto	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
Volumen inicial mezcla (l)	210	210	220	210	210	210	210	210	210	210	210
Volumen fase líquida recuperada (%)	65	62	55	62	62	65	62	62	62	69	72
P_t (mg/L), antes acidificación	267	267	272	174	174	185	234	206	130	106	97
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/L), antes de acidificación	77	90	52	82	69	64	81	70	46	33	22
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (%), antes de acidificación	30	34	19	47	40	32	35	33	35	30	22
Pt (mg/L), tras acidificación	373	402	366	412	384	266	239	235	70	264	203
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/L), tras de acidificación	219	297	130	146	105	134	251	124	77	52	49
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (%), tras de acidificación	59	75	35	35	27	57	105	59	110	21	24
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/l), tras precipitación	1,7	2,0	7,2	4,1	1,0	1,3	1,5	0,7	0,9	0,9	1,1
Eficiencia cristalización P (%)	99	99	94	97	99	99	99	99	99	98	98

La combinación de fango mixto y escurrido de centrífuga incrementó la disponibilidad de fósforo en la fase a precipitar respecto al uso exclusivo de escurrido, que constituye la estrategia convencional (ensayo 7), alcanzándose concentraciones superiores al umbral necesario para la

viabilidad del proceso de recuperación de estruvita. Tras la acidificación, el fósforo soluble aumentó de forma notable, con valores medios del 47%, obteniéndose resultados comparables entre ambas estrategias de acidificación.

Tabla 3. Resumen del análisis elemental y relaciones molares adicionadas y obtenidas en los ensayos indicados.

Ensayo nº	1	2	3	4	5	9	10	11	12	13	14
Mg/P adicionado (mol Mg/Mol P)	1,2	10,0	10,0	3,5	2,0	3,0	3,0	2,0	1,5	2,6	2,0
Mg (mg/kg s.m.s)	5,30	3,65	30,20	21,20	9,70	37,40	9,65	9,55	15,10	18,25	10,85
P (mg/kg s.m.s)	7,30	10,70	17,90	18,55	13,00	33,20	31,30	17,20	12,50	20,85	20,90
Mg/P en cristales (mol Mg/Mol P)	1,33	0,73	1,69	1,14	0,75	1,13	0,46	0,56	0,80	0,84	0,53

En cuanto al proceso de cristalización (Tabla 3) se observaron rendimientos mayores al 95% en todos los casos independientemente de la ratio molar Mg/P utilizada sin observarse una correlación clara entre la ratio molar de magnesio adicionada en relación con la obtenida en el cristalizado. Los sólidos recopilados fueron analizados mediante difracción de rayos X y comparados con el patrón de estruvita pura, observándose que en la mayoría de los casos los picos de difracción registrados se ajustan al patrón de estruvita pura.

4. Conclusiones

La extracción ácida de fósforo de una corriente mixta formada por fango mixto y escurrido de centrífuga permite aumentar el porcentaje de fósforo recuperado respecto a la clásica utilización de la corriente de escurrido, contribuyendo a disminuir la cantidad de fósforo de la corriente de fangos a digestión (fangos mixtos) contribuyendo potencialmente a reducir el riesgo de formación incontrolada de estruvita en conducciones y equipos de la línea de fangos

5. Bibliografía

Tarayre, C., De Clercq, L., Charlier, R., Michels, E., Meers, E., Camargo-Valero, M. A., & Delvigne, F. (2016). New perspectives for the design of sustainable bioprocesses for phosphorus recovery from waste. Bioresource Technology, 206, 354–364.

Martí, N., Barat, R., Seco, A., Pastor, L., & Bouzas, A. (2017). Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management, 196, 340–346.

Mehta, C. M., Hunter, M. N., Leong, G., & Batstone, D. J. (2018). The value of wastewater-derived struvite as a source of phosphorus fertilizer. Clean – Soil, Air, Water, 46(7), 1700027.

Salehi, S. L. (2018). Novel biological strategies for phosphorus recovery from wastewater (Doctoral thesis). Curtin University.

González-Morales, C., Fernández, B., Molina, F. J., Naranjo-Fernández, D., Matamoros-Veloza, A., & Camargo-Valero, M. A. (2021). Influence of pH and temperature on struvite purity and recovery from anaerobic digestate. Sustainability, 13, 10730.

Quist-Jensen, C. A., Wybrandt, L., Løkkegaard, H., Antonsen, S. B., Jensen, H. C., Nielsen, A. H., & Christensen, M. L. (2018). Acidification and recovery of phosphorus from digested and non-digested sludge. Water Research, 146, 307–317.

6. Agradecimientos

Queremos agradecer al proyecto FERTILAB (PLEC2022-009252) financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y la Unión Europea, Next Generation EU/PRTR a FACSA y a todos los miembros del proyecto.

INNOVACIONES EN EL CO-COMPOSTAJE DE BIOMASA *RUGULOPTERYX OKAMURAE* PARA LA OBTENCIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DE ALTO VALOR AGRONÓMICO

Amelia Correa Bustos[1], Antonio Acosta Vázquez[2], María del Carmen Gil Rosales[1], María del Carmen Salas Sanjuan[2], María Luz Segura Pérez[1]

[1]Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), E04745, La Mojonera, Almería.

[2]Departamento de Agronomía, Universidad de Almería, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería.

Correo electrónico: amelia.correa@juntadeandalucia.es

Resumen: Los arribazones de *Rugulopteryx okamurae* generan un residuo marino de gestión compleja por su salinidad y por el pH ligeramente alcalino que puede alcanzar el compost. Este trabajo evaluó el co-compostaje de una mezcla con 25% de alga, restos hortícolas, frutos de destrío y poda, comparando una pila control con otra acidificada mediante azufre elemental aplicado a los 154 días del inicio del proceso, coincidiendo con el comienzo de la fase de maduración. El proceso se monitorizó durante 250 días y se caracterizó el compost final. La acidificación redujo significativamente el pH (6,10 ± 0,03 frente a 7,92 ± 0,05) y aumentó el N amoniacal retenido (0,94 ± 0,26% frente a 0,28 ± 0,01%) según Tukey HSD ($p < 0,05$). Ambos tratamientos presentaron relaciones C/N bajas y contenidos de materia orgánica compatibles con su uso como enmienda. La estrategia permite aumentar la proporción de macroalga incorporada, aunque la elevada conductividad eléctrica final obliga a ajustar dosis y condiciones de aplicación agronómica.

Palabras clave: acidificación controlada, azufre elemental, economía circular, residuos vegetales, salinidad

1. Introducción

La horticultura intensiva mediterránea genera grandes volúmenes de restos vegetales, cuya valorización mediante co-compostaje contribuye a la economía circular y a la obtención de enmiendas orgánicas estables (Cajamar, 2022; Carricondo-Martínez y col., 2022; Geissdoerfer y col., 2017). En paralelo, la expansión de la macroalga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz ha incrementado los costes de retirada y gestión de arribazones (Barcellos y col., 2023; López-Hortas y col., 2023). Su integración con residuos hortícolas locales puede convertir un problema ambiental en un recurso agronómico, siempre que se controlen las limitaciones asociadas a su origen marino.

El compostaje transforma residuos orgánicos inestables en productos más homogéneos, higienizados y con menor riesgo de inmovilización de nutrientes, siempre que se mantenga una relación adecuada entre carbono, nitrógeno, humedad y aireación (Moreno Casco y Mormeneo Bernat, 2008; Bernal y col., 2009). En este contexto, las mezclas con materiales estructurantes resultan especialmente importantes para residuos húmedos o compactables, como las macroalgas, porque favorecen la porosidad y la difusión de oxígeno durante la fase biooxidativa.

Estudios previos mostraron la viabilidad de formulaciones con 15% de alga y restos vegetales (Berti y col., 2023; Correa-Bustos y col., 2024), pero el incremento hasta el 25% puede acentuar la salinidad y la recalcitrancia de la biomasa. Para abordar estas limitaciones se plantea una acidificación controlada con azufre elemental, cuya oxidación biológica puede reducir el pH una vez compostado el material y favorecer la retención de nitrógeno. El objetivo fue evaluar la viabilidad técnica del co-compostaje con 25% de *R. okamurae* y comparar la calidad final del compost con y sin aplicación de azufre.

2. Material y Métodos

2.1. Diseño experimental y monitorización

El ensayo se realizó al aire libre en el centro IFAPA La Cañada (Almería, España; 36º50'07'' N, 02º24'08'' W) durante 250 días. Se prepararon pilas de 5 m³ con biomasa fresca de arribazones de R. okamurae, restos hortícolas de pimiento, tomate y berenjena, frutos de destrío de pepino y poda de jardinería (Figura 1). Los tratamientos principales fueron: P1, 25% alga + 10% frutos + 30% restos hortícolas + 35% poda, con adición de azufre elemental; y P2, misma mezcla sin la adición de azufre. La dosis de azufre elemental aplicada en P1 se definió a partir de ensayos preliminares de acidificación realizados en condiciones de laboratorio y a pequeña escala, en los que se evaluó la respuesta del compost a distintas dosis. A partir de estos ensayos se seleccionó una dosis de 9 g de S por litro de compost, equivalente a 9 g de S por cada 0,5 kg de compost seco. El azufre elemental se aplicó el 28 de noviembre, coincidiendo con el comienzo de la fase de maduración. Se dispuso además una pila 100% alga como referencia del comportamiento del alga sin estructurante. Durante el ensayo, la humedad del material se mantuvo entre el 55% y el 65% y la ETo media estival alcanzó 5,1-6,0 mm·día^{-1}. Para compensar la evaporación se aplicaron 11 riegos, equivalentes a 665 L por pila, y se realizaron nueve volteos mecánicos para favorecer la distribución del agua y la aireación. La temperatura se midió diariamente en el núcleo de cada pila, mientras que la humedad se controló cada 15-20 días mediante muestras compuestas desecadas a 105 ºC durante 48 h.

Figura 1. Mezcla de materias primas y disposición de las pilas de co-compostaje en el área experimental.

2.2. Caracterización analítica

Al final del proceso se tomaron muestras compuestas representativas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron en extracto acuoso 1:10; el carbono orgánico total, la materia orgánica y el nitrógeno total se emplearon para calcular la relación C/N. Los macro y micronutrientes expresados como óxidos (P_2O_5, K_2O, CaO, MgO, Na_2O y SO_3) se cuantificaron mediante ICP-MS. Los cloruros se determinaron por cromatografía iónica y el nitrógeno amoniacal por espectrofotometría UV-VIS. Los resultados se expresaron como media ± desviación estándar (DE). El análisis estadístico se realizó con el programa Statgraphics Centurion 19 mediante un ANOVA simple; las diferencias entre medias se determinaron mediante el test de Tukey HSD ($p < 0,05$).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evolución del proceso

Las pilas co-compostadas desarrollaron una fase termófila a los 5-6 días, con máximos próximos a 70 °C y una duración aproximada de 75 días, seguida de enfriamiento y maduración a partir del día 154. Esta dinámica indica una actividad microbiana suficiente para la higienización del material. Al término del ensayo, los compost control y azufrado presentaron materia orgánica de 40,55 ± 0,65% y 37,35 ± 4,05%, respectivamente, sin diferencias significativas entre tratamientos y con

valores inferiores a los del compost previo SFHP con 15% de alga (54,25%; Correa-Bustos y col., 2024).

Las relaciones C/N finales fueron 6,96 ± 0,67 en el control y 8,39 ± 1,94 en el tratamiento azufrado, sin diferencias significativas entre tratamientos y por debajo del umbral de referencia de 12 para compost maduro. Las relaciones C/N inferiores a 12 indican un elevado grado de madurez y estabilidad del compost, conforme a los criterios clásicos de calidad propuestos por Zucconi y de Bertoldi (1987). Estos resultados indican estabilidad bioquímica y bajo riesgo de inmovilización de nitrógeno.

La pila de alga 100% confirmó el papel del estructurante: aunque alcanzó una relación C/N final baja, mantuvo un contenido de materia orgánica superior y mostró mayor tendencia al apelmazamiento, lo que reduce la aireación interna y ralentiza la transformación del material. Por ello, su función en el ensayo debe interpretarse como referencia comparativa y no como tratamiento agronómico final.

3.2. Calidad físico-química final

La adición de azufre elemental redujo significativamente el pH final hasta 6,10 ± 0,03 frente a 7,92 ± 0,05 en el control (Tabla 1), ajustando el pH del material compostado. Este descenso se asoció con una mayor retención de nitrógeno amoniacal en el tratamiento azufrado (0,94 ± 0,26% frente a 0,28 ± 0,01%), resultado con la conversión de NH_3 hacia formas amoniacales menos volátiles. La CE también fue significativamente menor en el compost azufrado (12,52 ± 0,19 $dS \cdot m^{-1}$) que en el control (13,22 ± 0,37 $dS \cdot m^{-1}$), aunque permaneció elevada en ambos tratamientos, por lo que el producto debe evaluarse con cautela en cultivos sensibles a la salinidad y, preferiblemente, mediante ensayos de dosis o mezclas con otros componentes.

Tabla 1. Caracterización del compost obtenido. Valores medios ± DE.

Parámetros	Compost Control (Sin Azufre)	Compost Tratado (Azufrado)
pH (1:10)	7,92 ± 0,05 b	6,10 ± 0,03 a
Conductividad Eléctrica (1:10) (dS/m)	13,22 ± 0,37 b	12,52 ± 0,19 a
Materia Orgánica (%)	40,55 ± 0,65	37,35 ± 4,05
Carbono Orgánico (%)	23,58 ± 0,38	21,71 ± 2,36
Nitrógeno Total (N) (%)	3,42 ± 0,39	2,66 ± 0,34
Relación C/N	6,96 ± 0,67	8,39 ± 1,94
Nitrógeno Amoniacal (%)	0,28 ± 0,01 a	0,94 ± 0,26 b
Pentóxido de Fósforo (%)	0,74 ± 0,02	0,77 ± 0,04
Óxido de Potasio (%)	1,47 ± 0,11	1,62 ± 0,07
Óxido de Calcio (%)	8,11 ± 0,32	7,66 ± 0,31
Óxido de Magnesio (%)	2,24 ± 0,02	2,24 ± 0,04
Óxido de Sodio (%)	2,59 ± 0,22	2,53 ± 0,08
Trióxido de Azufre (%)	1,59 ± 0,09 a	6,08 ± 0,64 b
Cloruros (%)	0,38 ± 0,02 b	0,28 ± 0,01 a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos según Tukey HSD ($p < 0,05$). Los parámetros sin letras no presentaron diferencias significativas.

Desde el punto de vista nutricional, el tratamiento azufrado aumentó significativamente el contenido de SO_3 (6,08 ± 0,64% frente a 1,59 ± 0,09%) y redujo los cloruros (0,28 ± 0,01% frente a 0,38 ± 0,02%), sin detectarse diferencias significativas en P_2O_5, K_2O, CaO, MgO, Na_2O, materia orgánica, carbono orgánico ni nitrógeno total.

En conjunto, los resultados muestran que la incorporación del 25% de alga es viable cuando se combina con restos hortícolas y poda, obteniéndose un compost maduro y con mejores condiciones de pH tras la acidificación. No obstante, la CE elevada y el contenido salino siguen siendo los principales factores agronómicos a controlar, por lo que las dosis de aplicación deberán ensayarse y ajustarse en función del cultivo y de sus condiciones agronómicas.

4. Conclusiones

El co-compostaje con 25% de *Rugulopteryx okamurae*, restos hortícolas y poda es viable y mejora la degradación frente a la biomasa del alga sin estructurante.

La acidificación con azufre elemental redujo significativamente el pH y elevó el N amoniacal retenido, lo que sugiere menores pérdidas por volatilización.

Los composts presentaron C/N < 12 y materia orgánica compatible con su uso como enmienda; no obstante, la CE elevada y el contenido de sales aconsejan realizar ensayos agronómicos de dosis, germinación y fitotoxicidad antes de su aplicación generalizada.

5. Bibliografía

Barcellos L., Pham C.K., Menezes G., Bettencourt R., Rocha N., Carvalho M., Felgueiras H.P., 2023. A concise review on the potential applications of *Rugulopteryx okamurae* macroalgae. *Mar. Drugs*. 21(1), 40.

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

Berti F., Salas-Sanjuán M.d.C., Hernández-López F., Correa-Bustos A., Segura-Pérez M.L., 2023. Use of compost based on invasive algae *Rugulopteryx okamurae* as a peat alternative in nursery growing media. *Agronomy*. 13(4), 948.

Cajamar, 2022. Informe campaña hortofrutícola campaña 2021-2022. Cajamar, Almería. http://www.publicacionescajamar.es.

Carricondo-Martínez I., Berti F., Salas-Sanjuán M.C., 2022. Different organic fertilisation systems modify tomato quality: An opportunity for circular fertilisation in intensive horticulture. *Agronomy.* 12(1), 174.

Correa-Bustos A., Berti F., Salas-Sanjuán M.d.C., Segura-Pérez M.L., 2024. Characterization of mixtures of *Rugulopteryx okamurae* compost and plant residues to determine the most effective composition as a substrate and source of nutrients. *Horticulturae*. 10(6), 567.

España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE núm. 164, de 10 de julio de 2013.

Geissdoerfer M., Savaget P., Bocken N.M.P., Hultink E.J., 2017. The circular economy - A new sustainability paradigm? *J. Clean. Prod*. 143, 757-768.

López-Hortas L., Flórez-Fernández N., Mazón J., Domínguez H., Torres M.D., 2023. Relevance of drying treatment on the extraction of high valuable compounds from invasive brown seaweed *Rugulopteryx okamurae. Algal Res*. 69, 102917.

Moreno Casco J., Mormeneo Bernat S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: J. Moreno Casco, R. Moral Herrero (Eds) Compostaje. *Mundi Prensa*, Madrid, pp. 111-140.

Zucconi F., de Bertoldi M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: M. de Bertoldi y col. (Eds) Compost: Quality and Use. *Elsevier Applied Science*, London, pp. 30-50.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el Proyecto PR.FEMPA.DIP2023B.001, “Desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora Rugulopteryx okamurae en el litoral andaluz”, Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

COMPOSTAJE DE LA FASE SÓLIDA DEL PURÍN PORCINO COMO ESTRATEGIA SOSTENIBLE PARA LA OBTENCIÓN DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS

Juana Isabel Contreras París[1], Alejandro Molina Miras[1], Antonio Acosta Vázquez[1], María del Carmen Gil Rosales[1], Jesús Salinas Nieto[1], María Luz Segura Pérez[1]

[1]Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), Centro La Mojonera, Almería, España.

Correo electrónico: juanai.contreras@juntadeandalucia.es

Resumen: La producción intensiva de porcino genera grandes volúmenes de purín que, sin una adecuada gestión, pueden ocasionar impactos medioambientales significativos. La separación en fases líquida y sólida se considera una mejor técnica disponible (MTD), ya que facilita su manejo. La fracción sólida, rica en materia orgánica y nutrientes, puede ser compostada para obtener un fertilizante orgánico de valor agronómico. Este estudio tuvo como objetivo analizar el proceso de compostaje de la fase sólida del purín de cerdo y evaluar la calidad del compost final. Se establecieron dos tratamientos: uno con fase sólida sin aditivos (T1, C/N=12,7) y otro con adición de virutas de pino para aumentar la relación C/N (T2). Se formaron dos pilas de 5 m³ y se monitorizaron temperatura y humedad, realizando volteos durante la fase termófila para mejorar la aireación y homogeneidad. El proceso tuvo una duración total de 191 días y evolucionó de forma similar en ambos tratamientos. A pesar de presentar una relación C/N inferior a 30, ambas pilas alcanzaron la fase termófila antes del tercer día, manteniéndose en ella entre 52 y 55 días. El compost obtenido mostró características adecuadas para su uso agrícola, con un contenido de materia orgánica del 55–59%, una relación C/N de 9,8–10,3 y concentraciones relevantes de nutrientes, destacando nitrógeno (3,26–3,33%), fósforo (0,94–0,99%) y calcio (12,32–12,85%). Los resultados indican que el compostaje de la fase sólida del purín, incluso sin adición de otros materiales, permite obtener un compost de calidad apto como fertilizante o enmienda orgánica.

Palabras clave: economía circular, compost, nitrógeno, fósforo

1. Introducción

La producción intensiva de porcino constituye un importante motor socioeconómico en el levante almeriense, pero también genera un relevante desafío ambiental debido a la producción de grandes volúmenes de purín. Su gestión inadecuada puede ocasionar contaminación por nitratos y fósforo, además de emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero, por lo que la normativa europea promueve la aplicación de Mejores Técnicas Disponibles (MTD) para minimizar estos impactos. Entre ellas, la separación mecánica del purín en fracciones líquida y sólida facilita su valorización, siendo la fracción sólida un sustrato adecuado para el compostaje, proceso que permite obtener una enmienda orgánica estabilizada y favorecer el reciclaje de nutrientes en el marco de la economía circular (Czekała et al., 2023). Sin embargo, el compostaje de la fracción sólida del purín sigue siendo una práctica poco extendida en el levante almeriense debido a la escasa implantación de sistemas de separación y a la limitada disponibilidad de materiales estructurantes ricos en

carbono, necesarios para mejorar la aireación, reducir la humedad y equilibrar la relación C/N durante el proceso (Haug, 1993).

Por ello, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del proceso de compostaje de la fase sólida del purín de cerdo *per se*, sin adición de materiales ricos en carbono, y caracterizar el producto final para evaluar su idoneidad y seguridad como fertilizante orgánico.

2. Material y Métodos

Se realizó un ensayo de compostaje utilizando el estiércol solido del purín de cerdo obtenido de un sistema de separador de fases. Se establecieron dos tratamientos: uno con fase sólida sin aditivos (T1, C/N=12,7) y otro con adición de virutas de pino para aumentar la relación C/N (T2).

El 16/07/24 se prepararon dos pilas de 5 m³ cada una (Figura 1a), una por tratamiento. La pila T1 estaba compuesta exclusivamente por el estiércol obtenido del separador (fase sólida del purín), pesaba 2.562,5 kg y tenía un volumen de 5.000 L. A la pila T2 se le adiciono viruta de madera de pino teniendo 2.460 kg de estiércol y 13,25 kg de viruta, y en volumen 4800 L y 200 L respectivamente. lLs pilas se cubrieron con lonas (Figura 1b) de la marca Compost Systems GmbH (Wlls, Austria).

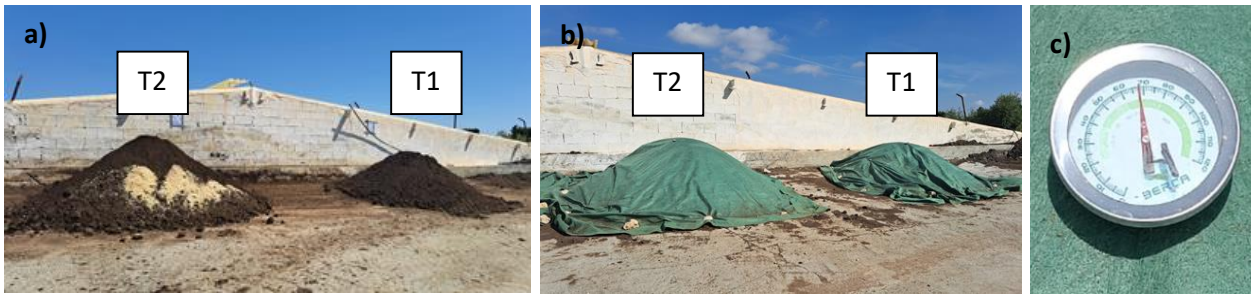


Figura 1. Preparación de las pilas de compostaje (a), pilas de compostaje tapadas (b), detalle de los termómetros instalados (c).

2.1 Determinaciones

2.1.1. Temperatura de las pilas

Se determinó la temperatura de las pilas colocando tres termómetros (cara norte, centro y cara sur). Estos termómetros eran análogos de acero inoxidable de la marca BERCA (Madrid, España) instalados a una profundidad de 0,5 m (Figura 1c). La temperatura se midió 3 días por semana.

2.1.2. Humedad de las pilas

Con el objetivo de mantener la humedad de las pilas entre un 40 y 60% se determinó este parámetro con periodicidad durante el proceso de compostaje. Para ello se muestrearon las pilas (3 muestras/repetición por pila y fecha de muestreo), cada muestra estaba compuesta por 12 submuestras de diferentes puntos de la pila, buscando representatividad ya que se trata de un producto muy heterogéneo. Las muestras se desecaron a 105 º C en estufa de aire forzado entre 24-48 horas para determinar el contenido de humedad (%).

Se procedió a regar las pilas cuando el porcentaje de humedad no estaba en el rango establecido.

2.1.3. Aireación

Se realizaron tres volteos durante la fase termófila del proceso de compostaje (el 25/07/2024 el 26/08/2024 y el 11/09/2024) para mejorar la aireación de la pila.

2.1.4. Análisis fisicoquímico y microbiológico de los compost

Al finalizar el proceso de compostaje, se analizaron los compost resultantes. Se analizaron 3 muestras por tratamiento, cada muestra compuesta por 12 submuestras de diferentes puntos de la pila, buscando representatividad. En estas muestras se determinó: humedad (%), pH (1:10), CE (1:10) y CE es (extracto saturado) (dS/m), materia orgánica (M.O %), Nitrogeno Kjeldahl (N total %) y Relación C/N. Los nutrientes analizados fueron P_2O_5, K_2O, CaO, MgO, Na_2O, SO_3 y Cl (%p/p) Para determinar la higienización se analizaron coliformes totales y fecales (Log NMP/mL).

2.2 Análisis estadístico

Los datos se analizaron estadísticamente mediante análisis de la varianza multifactorial (ANOVA) y se aplicó un test de comparación de medias (LSD) cuando existieron diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0,05$).

3. Resultados y Discusión

3.1 Temperatura y humedad en el proceso de compostaje

En la Figura 2 se muestra la evolución de la temperatura y la humedad en las pilas durante el proceso de compostaje. El proceso tuvo una duración total de 191 días y tanto el patrón de temperatura como de humedad evolucionaron de forma similar en ambos tratamientos (Figura 2). A pesar de presentar una relación inicial de C/N inferior a 30, ambas pilas alcanzaron la fase termófila antes del tercer día, manteniéndose en ella entre 52 y 55 días. Durante 16 días se alcanzaron temperaturas superiores a 60ºC. Las temperaturas alcanzadas en ambas pilas aseguran una adecuada higienización del material según lo que se recoge en el Reglamento (UE) 2019/1009 (temperaturas ≥70 °C durante al menos 3 días, ≥ 65 °C durante al menos 5 días, ≥ 60 °C durante al menos 7 días y ≥ 55 °C durante al menos 14 días). La humedad se mantuvo entre 38 y 54%, rango óptimo durante todo el proceso de compostaje, obteniéndose al final una humedad próxima al 35%.

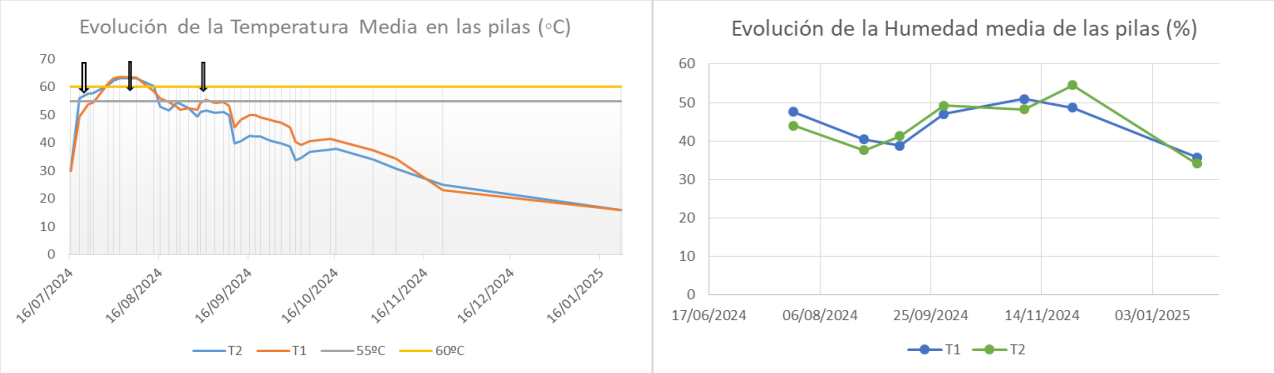


Figura 2. Evolución de la temperatura (izda), las flechas indican los volteos realizados, y la humedad (dcha) en las pilas de compost.

3.2 Características fisicoquímicas y microbiológicas de los compost

No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los compost en las características fisicoquímicas evaluadas (Tabla 1), presentando un contenido de materia orgánica entre 55 y 59 %, una relación C/N de 9,8 a 10,3 y concentraciones relevantes de nutrientes,

destacándose el nitrógeno (3,26–3,33 %), el fósforo (0,94–0,99 %) y el calcio (12,32–12,85 %). Los valores obtenidos están en el orden de los encontrados en bibliografía para compost elaborados a partir de purín de cerdo los cuales suelen presentar un elevado contenido de materia orgánica y nutrientes debido a la riqueza del sustrato original (Bernal y col., 2009). La relación C/N inferior a 12 indica un alto grado de estabilización y madurez del compost, condición que se asocia con una adecuada humificación de la materia orgánica y un bajo riesgo de inmovilización de nitrógeno tras su aplicación al suelo (Bernal y col., 2009). Asimismo, el contenido de nitrógeno (3,26–3,33 %) evidencia un importante valor fertilizante del producto, mientras que las concentraciones de fósforo y calcio reflejan el potencial del compost para aportar macronutrientes esenciales y contribuir al mejoramiento de la fertilidad del suelo (Bernal y col., 2009).

Asimismo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido de coliformes totales y fecales ($p > 0,05$) entre los compost. El contenido de coliformes totales osciló entre 0,77 y 1,39 Log NMP/mL, mientras que el de coliformes fecales varió entre 0,48 y 0,63 Log NMP/mL. Estos valores son bajos y evidencia una adecuada higienización del material. La disminución de coliformes durante el compostaje se atribuye principalmente al mantenimiento de la fase termófila, donde temperaturas superiores a 55 °C durante varios días favorecen la inactivación de microorganismos patógenos e indicadores sanitarios (de Bertoldi y col., 1983).

Tabla 1. Características físico-químicas de los compost.

	$pH_{1:10}$	$C.E_{1:10}$	$C.E_{es}$	Humedad	M.O.	Relación C/N	N total	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	Na_2O	SO_3	Cl
		----$dS \cdot m^{-1}$---		------%----			---------- % p/p ----------							
T1	6,93	6,15	25,5	36,1	55,2	9,8	3,26	0,94	1,42	12,8	3,23	0,79	2,29	0,54
T2	7,06	5,82	23,2	34,3	59,1	10,3	3,33	0,99	1,46	12,3	3,70	0,82	2,31	0,45
	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

4. Conclusiones

Los resultados indican que el compostaje de la fase sólida del purín, incluso sin adición de otros materiales, permite obtener un compost de calidad apto como fertilizante o enmienda orgánica.

5. Bibliografía

Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100(22), 5444–5453.

Czekała W., Nowak M., Piechota G. 2023. Sustainable management and recycling of anaerobic digestate solid fraction by composting: A review. *Bioresource Technology*, 375, 128813

de Bertoldi M., Vallini G., Pera A. 1983. The biology of composting: A review. *Waste Management & Research* 1, 157–176.

Haug R.T. 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers.

6. Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto del Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) “Desarrollo de técnicas de tratamiento y valorización agrícola del purín de porcino intensivo en el este de Andalucía (AgroPuriTech)”. PP. PEI.IDF2023030.001 cofinanciado con fondos FEDER.

VIABILIDAD TÉCNICA Y ECONÓMICA DEL COMPOSTAJE DE RESIDUOS RECALCITRANTES PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA DEL ACEITE DE OLIVA PARA LA PRODUCCIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y BIOFERTILIZANTES

Luis Manuel Torres Ginés[1], Frutos C. Marhuenda Egea[2], Francisco Javier Andreu Rodríguez[3], Raúl Moral Herrero[3], Germán Tortosa[4]

[1]Ecoindustria del Reciclado, S.L. (EIDER), 18004, Granada.

[2]Departamento de Agroquímica y Bioquímica, Universidad de Alicante, 03080, Alicante.

[3]Departamento de Agroquímica y Medioambiente, Universidad Miguel Hernández, 03312, Orihuela.

[4]Departamento de Microbiología del Suelo y la Planta, CSIC, Estación Experimental del Zaidin (EEZ), 18008, Granada.

Correo electrónico: luismanueltorresgines@gmail.com

Resumen: España, como principal productor mundial de aceite de oliva, genera importantes cantidades de residuos orgánicos derivados de esta actividad. Entre ellos destaca el orujillo (RO), un material recalcitrante con elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, pero también rico en compuestos lignocelulósicos y fenólicos que dificultan su degradación biológica. El presente trabajo evaluó la viabilidad técnica y económica del compostaje como estrategia para transformar estos residuos en productos fertilizantes de valor agronómico. Para ello, se desarrollaron tres pilas de compostaje de 50 toneladas en la planta de compostaje de EIDER SL de Guadix (Granada), empleando distintas proporciones de RO, cenizas de combustión de orujillo, restos de poda urbana y lodo avícola. El proceso se gestionó mediante pilas volteadas, con seguimiento periódico de parámetros físico-químicos, microbiológicos, térmicos y espectroscópicos. Los resultados mostraron una degradación eficaz de la materia orgánica, con pérdidas entre el 59 y el 70 %, acompañadas de una disminución significativa de compuestos solubles, grasas y sustancias potencialmente fitotóxicas. Paralelamente, se observó un incremento de los ácidos húmicos, indicando una elevada humificación y estabilización del material. Los compost finales presentaron características propias de productos maduros y seguros para uso agrícola: alto contenido en materia orgánica, ausencia de patógenos, bajos niveles de metales pesados y escasa fitotoxicidad. Asimismo, la obtención de un fertilizante órgano-mineral líquido permitió maximizar la recuperación de nutrientes, alcanzando un valor económico superior al de los compost sólidos. En conjunto, los resultados confirman que el compostaje constituye una alternativa eficaz para la valorización de residuos recalcitrantes de la industria oleícola, contribuyendo a la economía circular mediante la recuperación de nutrientes y la producción de fertilizantes sostenibles.

Palabras clave: orujillo, cenizas, carbono orgánico soluble, ácidos húmicos, polifenoles.

1. Introducción

España, principal productor mundial de aceite de oliva, genera grandes cantidades de residuos orgánicos asociados a esta industria. Entre ellos destaca el orujillo (RO), un residuo recalcitrante caracterizado por su elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, pero también por la presencia de compuestos lignocelulósicos y fenólicos que dificultan su degradación biológica y limitan su aplicación directa al suelo. El compostaje representa una tecnología eficaz para la revalorización de estos residuos recalcitrantes, transformándolos en enmiendas orgánicas estables y fertilizantes de base biológica (Tortosa y col. 2012, 2014). Además, permite reducir impactos ambientales y favorecer la recuperación de nutrientes. El objetivo principal de este trabajo fue

evaluar la viabilidad del compostaje como herramienta para transformar residuos recalcitrantes de la industria oleícola en productos fertilizantes de valor agronómico, analizando su factibilidad técnica y económica, así como el valor equivalente de los nutrientes recuperados.

2. Material y Métodos

2.1. Proceso de compostaje

Los experimentos se desarrollaron en las instalaciones de EIDER SL en Guadix, Granada. Se diseñaron y elaboraron 3 pilas experimentales de 50 toneladas, utilizando residuos de orujillo (RO), cenizas de la combustión de orujillo (BAOC), restos de poda de jardines (UTP) y lodo procedente de la industria avícola (BL). Las pilas se configuraron con las siguientes proporciones volumétricas:

Tabla 1. Proporciones volumétricas de las pilas.

Pilas	RO (%)	BAOC (%)	UTP (%)	BL (%)
Pila 1	30	5	50	15
Pila 2	40	10	40	10
Pila 3	45	15	30	10

Se utilizó un sistema de hileras abiertas, con 11 volteos mecánicos (Figura 1). Se monitorizó a diario la temperatura de las pilas (Figura 2) y se ajustó la humedad hasta en ocho ocasiones, aunque no se consiguieron valores óptimos, debido a la naturaleza de los residuos empleados. Se realizaron 11 muestreos, obteniendo en cada uno muestras representativas de 1 kg mediante la mezcla de 30 submuestras aleatorias. El seguimiento del proceso se llevó a cabo mediante un análisis de propiedades físico-químicas, microbiológicas, térmicas y espectroscópicas según Tortosa y col. (2012), Martín-Mata y col. (2016) y Vico y col. (2024). Además, se evaluó su potencial para la obtención de fertilizantes orgánicos líquidos y una valorización económica de los nutrientes recuperados (Jara-Samaniego y col., 2017).

3. Resultados y Discusión

La caracterización inicial de los materiales empleados mostró que el RO presentaba un carácter fuertemente alcalino, un contenido moderado de carbono orgánico y elevadas concentraciones de potasio, además de una fracción lipídica significativa. Estas características, junto con la presencia de compuestos fenólicos y estructuras lignocelulósicas complejas, confieren a este residuo una elevada resistencia a la degradación biológica y condicionan la dinámica del compostaje.

La evolución de la materia orgánica durante el proceso evidenció una intensa actividad microbiana y una progresiva estabilización de los materiales. Las pérdidas de materia orgánica alcanzaron entre el 59 y el 70 %, siguiendo una cinética de primer orden, mientras que las fracciones más biodegradables, como el carbono soluble, los carbohidratos y los polifenoles solubles, disminuyeron significativamente a lo largo del compostaje. Paralelamente, se observó un incremento de los ácidos húmicos, indicador de humificación y maduración del compost. La reducción de grasas y de compuestos alifáticos, junto con los cambios detectados mediante análisis térmicos y espectroscópicos, confirmaron la transformación de compuestos lábiles y recalcitrantes en estructuras orgánicas más estables. Estos resultados demostraron una degradación efectiva del RO y la obtención de compost maduros con menor fitotoxicidad y mayor estabilidad biológica.

Figura 1. Aspecto de las pilas 1 (a), 2 (b) y 3 (c) de compostaje estudiadas (Pila 1 y del sistema de volteo empleado (d).

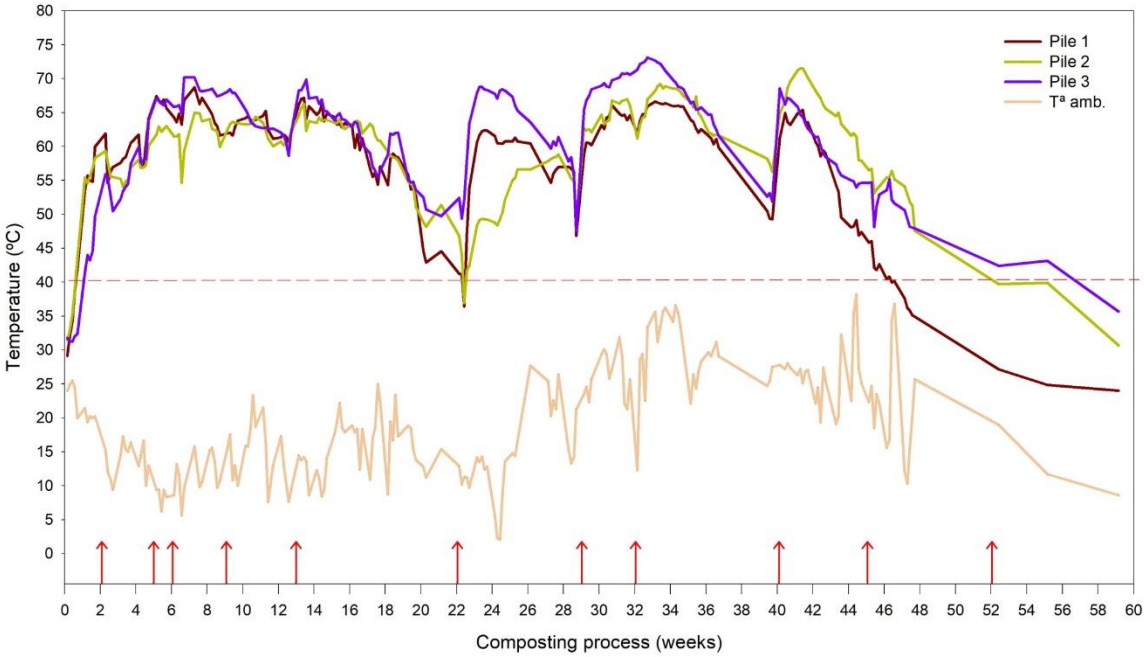


Figura 2. Evolución de la temperatura ambiente y de las Pilas 1, 2 y 3 durante el proceso de compostaje. La línea roja discontinua indica el inicio de la fase termófila. Las flechas rojas señalan los volteos mecánicos realizados.

Los compost obtenidos a partir de las tres pilas presentaron características agronómicas propias de materiales maduros y estables. Destacaron por su pH alcalino (8,97–9,56), una salinidad moderada y elevados contenidos de materia orgánica y carbono orgánico total. La fracción soluble de la materia orgánica fue reducida, mientras que el contenido de ácidos húmicos superó el 81 %, evidenciando un avanzado grado de humificación. El nitrógeno se encontró mayoritariamente en forma orgánica, acompañado de concentraciones moderadas de potasio, calcio, magnesio y hierro. Además, los compost mostraron ausencia de patógenos, bajos niveles de metales pesados y una fitotoxicidad nula o muy reducida, confirmando su aptitud para uso agrícola.

La valorización de nutrientes se evaluó mediante la producción de un fertilizante órgano-mineral líquido a partir del compost más estable. La optimización de las condiciones de extracción permitió obtener elevadas concentraciones de carbono húmico, nitrógeno, fósforo y potasio, superando ampliamente los resultados obtenidos mediante extracción acuosa convencional. Desde el punto de vista económico, los compost presentaron un valor fertilizante medio de 25,3 € t^{-1} en nutrientes NPK, mientras que el fertilizante líquido alcanzó 55,4 € t^{-1}, demostrando el potencial de estos materiales para recuperar nutrientes y generar productos de valor añadido dentro de la economía circular.

4. Conclusiones

Este estudio confirma que el compostaje es una estrategia eficaz y sostenible para la valorización de residuos orgánicos altamente recalcitrantes derivados de la industria del aceite de oliva. La integración de materias primas con propiedades fisicoquímicas contrastantes, en particular RO, BAOC, UTP y BL, permitió formular mezclas que favorecieron un proceso de compostaje prolongado y eficiente. A pesar de dificultades como el bajo contenido de humedad y los altos valores iniciales de pH, todas las pilas de compostaje alcanzaron condiciones termófilas, una degradación sustancial de la materia orgánica (MO) y reducciones significativas de compuestos lábiles y fitotóxicos.

5. Bibliografía

Jara-Samaniego y col. 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. Journal of Cleaner Production, 141, 1349–1358.

Martín-Mata y col. 2016. Thermal and spectroscopic analysis of organic matter degradation and humification during composting of pig slurry in different scenarios. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 17357–17369.

Tortosa y col. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste (“alperujo”). *Journal of Cleaner Production*, 26, 48–55.

Tortosa y col. 2014. Strategies to produce commercial liquid organic fertilisers from “alperujo” composts. *Journal of Cleaner Production*, 82, 37–44.

Vico y col. 2024. Assessment of the Biodegradability and Compostability of Finished Leathers: Analysis Using Spectroscopy and Thermal Methods. *Polymers*, 16(13).

6. Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias a la ayuda “Producción de Fertilizantes Orgánicos y Biológicos de Alto Valor Añadido” (REF. 402C2000009), concedida por la Agencia de Innovación y Desarrollo de Andalucía (IDEA) de la Junta de Andalucía (España), y cofinanciada por los fondos FEDER de la Unión Europea.

COMPARATIVA DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD MICROBIANA TRAS EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS DEL OLIVAR CON LARVAS DE MOSCA SOLDADO NEGRA, CON COMPOSTAJE O CON VERMICOMPOSTAJE

Beatriz Moreno Sánchez[1], Javier Hidalgo Castellanos[2], Ana Isabel Palma Toro[1], Antonio Rodríguez García[3], Rogelio Nogales[3], Jesús Dionisio Fernández Bayo[2]

[1]Departamento de Biotecnología y Protección Ambiental, Estación Experimental del Zaidín-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC), Granada. España.

[2]Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada. España.

[3] Cooperativa Agrícola de San Isidro de Loja SCA. España

Correo electrónico: jdfbayo@ugr.es

Resumen: En Andalucía se producen millones de toneladas de residuos de la producción del aceite de oliva que no pueden ser aplicados al suelo sin un tratamiento previo. Las larvas de mosca soldado negra (MSN) (*Hermetia illucens)* presentan un gran potencial para convertir residuos orgánicos en proteínas para alimentación animal y enmiendas del suelo. Este trabajo compara la estructura microbiana desarrollada en enmiendas procedentes del cultivo de larvas de MSN (frass) con otros tratamientos biológicos mejor estudiados como el compostaje y vermicompostaje. Para ello se caracterizaron compost, vermicomposts y excremento de insectos (frass) mediante secuenciación masiva de la región 16S V3V4 de cada enmienda. También se midió si la pasteurización del frass (tratamiento a 70ºC durante 1h) tenía un efecto sobre la estructura microbiana. El índice de diversidad de Shannon fue significativamente más bajo en el material compostado (4.2) que en los otros tres materiales (>4.5). El análisis de la diversidad Beta muestra claramente que las comunidades microbianas del compost, del vermicompost y del frass están bien diferenciadas sin presentar diferencias entre el frass pasteurizado y no pasteurizado. A nivel de género se observó que en el frass (pasteurizado o no) dominaban los géneros *Caryophanon* y *Sandaracinus*, mientras que en el compost dominaban los géneros *Sandarazinus* y *Nocardiodes* y en el vermicomposts dominaba el género *Sandarazinus*. Este trabajo evidencia el impacto significativo que tiene el tratamiento biológico del mismo material en la comunidad microbiana final, aunque falta evaluar el potencial agronómico de cada comunidad microbiana.

Palabras clave: cultivo de insectos, frass, alperujo, *Hermetia illucens*.

1. Introducción

La acumulación y gestión de residuos orgánicos es uno de los principales desafíos ambientales en un planeta que espera acumular más 9 mil millones de habitantes en 2050. Uno de los sectores que generan más residuos orgánicos es la agricultura. Particularmente, la industria del aceite de oliva es una de las más importantes Andalucía, se producen, aproximadamente 4 millones de toneladas/año de alperujo. El alperujo es un residuo orgánico lignocelulósico, recalcitrante y con elevado contenido en polifenoles, especialmente tóxico para las plantas, por lo que es necesario tratarlo biológicamente antes de su aplicación al suelo (Ghilardi y col., 2020). La aplicación directa de residuos orgánicos al suelo puede crear retos tales como la liberación del carbono o priming

effect (consumo de carbono orgánico estable en el suelo) o fitotoxicidad para cultivos (Gómez-Muñoz y col. 2012). Por ello, los residuos orgánicos necesitan ser estabilizados antes de su aplicación directa en el suelo. Existen algunas prácticas adecuadas de estabilización y gestión, como el compostaje y el vermicompostaje para el uso de alperujo como enmiendas del suelo (Nogales y col., 2020). Actualmente, existen nuevas técnicas de biotransformación como la cría de larvas de Mosca Soldado Negra (*Hermetia illucens*, MSN) para la transformación de esos residuos proteína de calidad para la alimentación animal y humana y en enmiendas del suelo (frass) (Palma y col., 2020). Aunque la investigación sobre la calidad de esta novedosa enmienda del suelo está en auge, aún queda mucho por entender de la estructura microbiana de esta enmienda y su potencial beneficio. Este trabajo compara la estructura microbiana desarrollada en enmiendas procedentes del cultivo de larvas de MSN (frass) usando residuos del olivar como sustrato inicial, con otros tratamientos biológicos mejor estudiados como compostaje, y vermicompostaje. Como la legislación requiere que el frass sea pasteurizado, también se estudió el efecto de la pasteurización de la enmienda de MSN (tratamiento a 70ºC durante 1h) tenía un efecto sobre la estructura microbiana.

2. Material y Métodos

2.1. Tratamientos biológicos

Los residuos de olivar usados consistieron en una mezcla de alperujo, lodos de balsa y hojas de olivo que fueron suministrados por la Cooperativa Agrícola San Isidro de Loja, SCA. Este material fue aireado durante dos semanas para promover la activación microbiana mediante una hélice que lo va desplazado de un extremo a otro, seguido de un proceso parcial de compostaje durante dos meses (ROMF). El Residuo Olivar Compostado (ROC) fue sometido a un proceso de compostaje y maduración de 8 meses en la propia cooperativa. Este es el material más estable y maduro, siendo usado como referencia de material compostado con aplicación comercial. En el laboratorio, el ROMF fue sometido un proceso de vermicompostaje en bandejas con *Eisenia fétida* (Humus+Fertil S.L., Albacete). Para el cultivo de insectos, las larvas de MSN fueron proporcionadas por la empresa ControlBio (Almería). Se seleccionaron larvas con entre 5-7 dias de vida (fase temprana de su desarrollo y momento óptimo) y se llevaron a biorreactores con ROMF a temperatura constante en cámaras cerrada, para evitar la colonización de ambos residuos por otros insectos.

2.2. Caracterización de los materiales

Tanto en los materiales iniciales como en aquellos biotransformados fueron secuenciados en la Unidad de Genómica del Instituto de Parasitología y Biomedicina López-Neyra (UGIPBLN). Los primers usados para la secuenciación de la región 16S PROV3V4 Forward fue 5' CCTACGGGNBGCASCAG 3' y Reverse: 16S ProV3V4 5' GACTACNVGGGTATCTAATCC 3'

2.3. Análisis de datos

Se utilizó RStudio versión 2025.09.0 (Posit Software, PBC) para determinar la abundancia relativa de taxonomía microbiana, las unidades taxonómicas operativas (OTU), y el índice de diversidad de Shannon y Beta. El paquete Vegan versión 2.6-4 28 se utilizó para generar los gráficos de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) a partir de la matriz de disimilitud de Bray-Curtis (calculada a partir de los valores de abundancia de OTU) con base en 1000 inicios aleatorios. La función Adonis en vegan se utilizó para realizar un ANOVA multivariado permutacional bidireccional (PERMANOVA) utilizando la matriz de disimilitud de Bray-Curtis con 999 permutaciones para determinar los efectos del tratamiento del suelo y la incubación en los gráficos NMDS.

3. Resultados y Discusión

El índice de diversidad de Shannon (Figura 1a) fue significativamente más bajo en el material compostado (4.2) comparado con los otros tres materiales (>4.5).

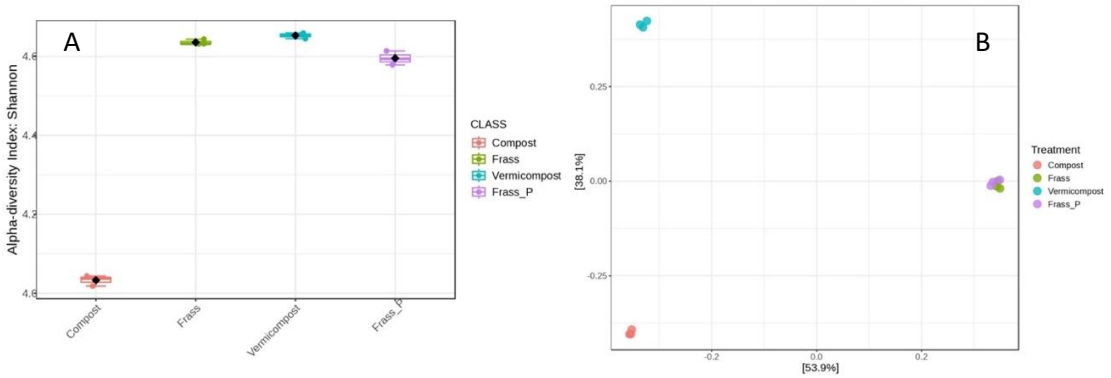


Figura 1. Índice de diversidad de Shannon y beta los residuos del olivar tratados con compostaje, vermicompostaje y el frass procedente de la cría de insectos sin pasterizar (Frass) y pasteurizado 1hora a 70 °C.

El análisis de la diversidad Beta muestra claramente que las comunidades microbianas del compost, del vermicompost y del frass están bien diferenciadas sin presentar diferencias entre el frass pasteurizado y no pasteurizado (Figura 1b).

A nivel de género se observó que en el frass (pasteurizado o no) dominaban los géneros *Caryophanon* y *Sandaracinus*, mientras que en el compost dominaba los géneros *Sandarazinus* y *Nocardiodes* y en el vermicomposts dominaba principalmente el género Sandarazinus.

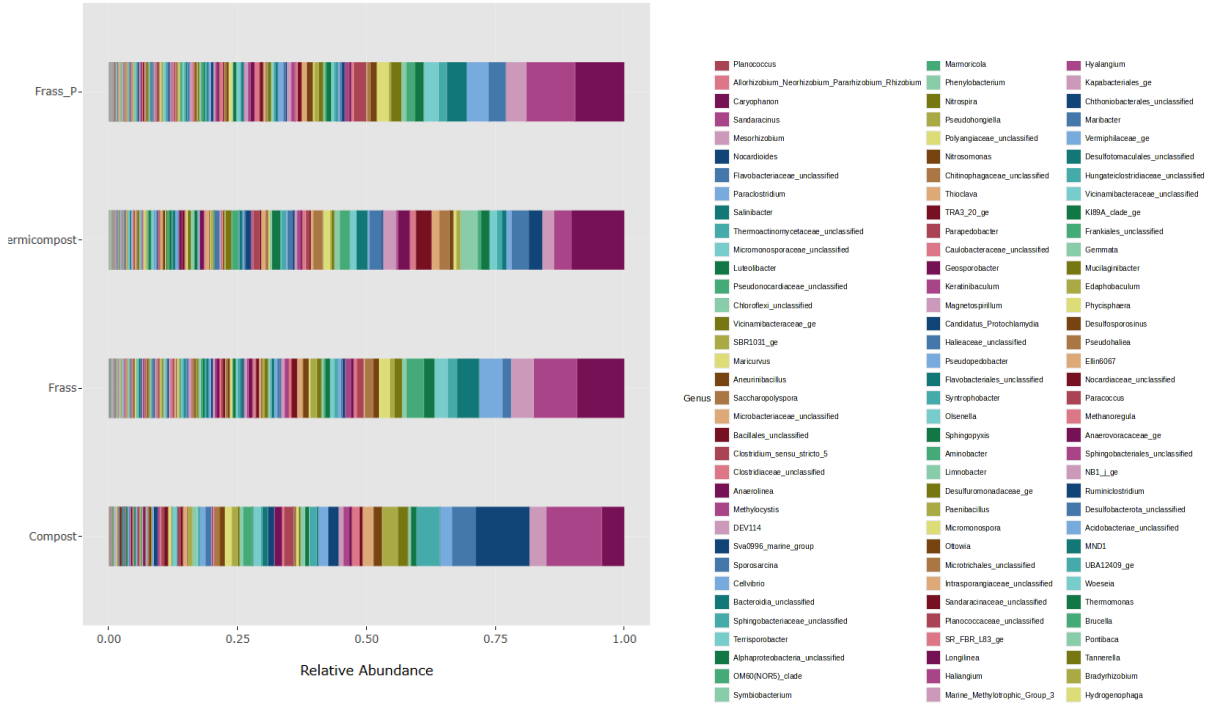


Figura 2. Abundancia relativa a nivel de género de las comunidades microbianas identificadas en los residuos del olivar tratados con compostaje, vermicompostaje y el frass procedente de la cría de insectos sin pasterizar (Frass) y pasteurizado 1hora a 70 °C.

4. Conclusiones

A falta de indagar en la relevancia agronómica de estos cambios en la comunidad microbiana, este trabajo evidencia el impacto significativo que tiene el tratamiento biológico del mismo material (residuos del olivar) en la comunidad microbiana final. Este estudio contribuye al empleo de larvas de MSN como una ecotecnología emergente para la implementación de una economía circular, al permitir un reciclado y valorización de los residuos orgánicos más eficiente, por su menor tiempo de tratamiento.

5. Bibliografía

Ghilardi, C., Sanmartin Negrete, P., Carelli, A. A., & Borroni, V., 2020. Evaluation of olive mill waste as substrate for carotenoid production by Rhodotorula mucilaginosa. Bioresour. Bioprocess., 7(1).

Gómez-Muoz B, J. D, Bol R, Garca-Ruiz R. 2012. The Compost of Olive Mill Pomace: From a Waste to a Resource - Environmental Benefits of Its Application in Olive Oil Groves [Internet]. Sustainable Development - Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management. InTech.

Nogales R.; Cifuentes, C., Romero, E., Camacho, J.A., Rodriguez, A.. 2020. Compostaje a escala industrial de lodos de las balsas de almazaras. En: M.A.Gomez, A.I. Gonzalez, M.R. Morales, R. Perez (Eds) Compostaje Webinars 2020. Ed. Red Española de Compostaje, Salamanca, pp 311.315

Palma, L., Fernández-Bayo, J., Putri, F., VanderGheynst, J. S. 2020. Almond by-product composition impacts the rearing of black soldier fly larvae and quality of the spent substrate as a soil amendment. J. Sci. Food Agric100 (12), 4618-4626.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el Programa Operativo FEDER 2014-2020 y FEDER 2021-2027 y por la Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad de la Junta de Andalucía (E-RNM-494-UGR20 y C.EXP.317.UGR23). Los autores agradecen a la Cooperativa Agrícola de San Isidro de Loja SCA. por su desinteresada provisión de residuos del aceite de oliva.

DESARROLLO Y VALIDACION DE FERTILIZANTES ORGANO-MINERALES PELLETIZADOS BASADOS EN FRASS DE INSECTO (*Tenebrio mollitor y Hermetia illucens*)

José A. Sáez[1], Catarina Esteves [2], María Ángeles Bustamante[1], Encarnación Martínez Sabater[1], Luciano Orden[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], David Fangueiro[2], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH). Universidad Miguel Hernández. Carretera de Beniel Km 3.2. Orihuela. Alicante 03312. España.

[2]LEAF. Instituto Superior de Agronomia. Universidade de Lisboa. Tapada da Ajuda. 1349-017 Lisboa. Portugal

Correo electrónico: jose.saezt@umh.es

Resumen:

El aumento de la demanda mundial de alimentos ha llevado a la búsqueda de nuevas fuentes de proteínas como las granjas de insectos, y, en consecuencia, a la generación de nuevos residuos orgánicos conocidos como "frass" de insecto (excremento de insectos mezclado con pieles de muda y residuos de alimento). Esto junto al nuevo Reglamento de la UE sobre productos fertilizantes, abre un campo de exploración sobre la idoneidad de estos nuevos residuos orgánicos como recurso en el diseño de fertilizantes de tipo órgano-mineral. El objetivo principal de este trabajo es desarrollar, optimizar y validar la producción de fertilizantes pelletizados de base biológica a partir de frass de insectos (*Hermetia Illucens y Tenebrio mollitor*) preparados de acuerdo con el nuevo marco legislativo. Se llevó a cabo un ensayo de cultivo de avena (210 kg N ha^{-1}) para validar el proceso de pelletizado en cuanto a eficiencia y disponibilidad de nutrientes, incluyendo aspectos agronómicos (rendimiento y calidad del cultivo) y de salud del suelo (actividad enzimática). La fertilización con pellets a base de frass afectó positivamente en la actividad biológica del suelo y obtuvo un rendimiento y una extracción de nutrientes superiores a la fertilización convencional.

Palabras clave: frass insecto, pellets, fertilizantes organo-minerales, economía circular

1. Introducción

Bajo el marco normativo actual (Reglamento UE 2021/1372 y RD 496/2024), la proteína de insectos se consolida como una alternativa estratégica para la alimentación animal mediante su inclusión en piensos. En este contexto. la cría de especies como *Hermetia illucens, Tenebrio molitor, Galleria mellonella* o *Acheta domesticus* permite la valorización de residuos orgánicos alineándose con los principios de la bioeconomía circular (Slorach y col., 2019). Este proceso biotecnológico genera doble valor: una biomasa larvaria rica en nutrientes y un residuo de procesamiento o frass, cuyo elevado potencial nutricional lo convierte en un fertilizante sostenible idóneo (Beesigmamukama y col., 2020). El objetivo principal de este trabajo fue desarrollar, optimizar y validar la producción de fertilizantes de base biológica a partir de frass de *Hermetia illucens* y *Tenebrio mollitor* en consonancia con la nueva legislación, evaluando simultáneamente los principales riesgos ambientales asociados a su aplicación agronómica.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

Se llevó a cabo un ensayo en macetas con avena donde se aplicaron los tratamientos a una dosis de 210 kg N ha^{-1}. Se aplicaron superficialmente los tratamientos 3 días previos a la siembra. Los tratamientos consistieron en i) cuatro pellets órgano-minerales (PL1, PL2, PLH1 y PLH2), con

base orgánica compuesta de vermicompost (10-15 %) y frass de insecto (40 %) y aditivado con distintas fuentes minerales a fin de balancear el contenido N-P-K a un valor de 7-7-7% y dos de ellos además fueron aditivados con biochar (10% s.p.f.) (PLH1- PLH2), ii) un fertilizante convencional (NPK 15-15-15) (F. Inorgánico). y iii) un tratamiento sin fertilización (C).

Tabla 1. Caracterización físico-química de los pellets basados en frass de insecto

Pellets	**pH**	**EC ($dS\ m^{-1}$)**	**TOC (%)**	**TN (%)**	**P (%)**	**K (%)**
PL1	5.8	19.2	18.3	8.28	6.30	6.73
PLH1	5.7	18.1	16.8	8.18	6.53	7.10
PL2	7.2	13.5	16.4	7.79	6.30	7.15
PLH2	7.5	11.3	19.8	7.36	5.71	6.53

El suelo inicial tenía un pH de 6.22, conductividad eléctrica (CE) de 97.73 µS cm^{-1}. Las fracciones de nitrógeno mineral fueron de 5.52 mg N-NH_4^+ kg^{-1} y 15.97 mg N-NO_3^- kg^{-1}. El P y el K extraíbles fueron de 92.45 y 71.80 mg kg^{-1}. respectivamente.

2.2 *Análisis de la actividad biológica del suelo*

Se realizó un análisis de la fosfatasa ácida y β-glucosidasa según Eivazi y Tabatabai (1977). La ureasa se determinó cuantificando la liberación de NH_4^+ por hidrólisis de la urea (Tabatai y Bremmer. 1969). Todos los análisis de suelo se midieron por triplicado.

2.3 *Análisis de la biomasa*

La avena se cortó 90 días tras el trasplante. El material cosechado se secó en estufa a 65ºC y se pesó para determinar el rendimiento. Posteriormente fue molido a 0.5 mm para su análisis químico. El N de la planta se determinó mediante el método de combustión de Dumas (Buckee, 1994). La concentración de P y K se determinó realizando digestión ácida con HNO_3 en un bloque digestor y posteriormente medido con un analizador ICP-OES (iCAP 7000 Series. Thermo Fisher Scientific. USA).

2.4 *Análisis estadístico*

Los análisis estadísticos se realizaron con el software Infosta v. 2020. La normalidad de los datos se comprobó mediante la prueba de Shapiro-Wilks, y la homogeneidad de la varianza se evaluó y confirmó mediante la prueba de Levene ($p > 0.05$). Se realizó una prueba de análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de significación de $p < 0.05$ para todas las variables experimentales utilizando un modelo lineal mixto generalizado con los tratamientos de fertilizantes y las fechas de muestreo como factores fijos y cada parcela como factor aleatorio. Las comparaciones múltiples entre las medias se realizaron mediante la prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0.05$).

3. Resultados

3.1 Efecto sobre la actividad enzimática del suelo

La aplicación de los diferentes tratamientos modificó de forma diferencial la actividad bioquímica del suelo, mostrando un impacto significativo en las enzimas ligadas a los ciclos del fósforo (fosfatasa ácida) y del carbono (β-glucosidasa), mientras que la actividad ureasa no mostró variaciones significativas (Tabla 2). La actividad fosfatasa ácida fue la variable más sensible a los tratamientos ($p<0.0001$) donde la fertilización inorgánica, mostró la menor actividad de esta enzima incluso por debajo del control. Los pellets PL2 y PLH2 mostraron la mayor actividad, duplicando la actividad de los suelos con NPK, seguidos de los tratamientos inorgánicos PL1 y PLH1; esto se puede deber a

la distinta naturaleza de las fuentes de fósforo utilizadas, ya que en los fertilizantes PL2 y PLH2 hay presencia de estruvita, mientras en PL1 y PLH1 hay presencia de fosfato monoamónico (MAP.) La estruvita se comporta como un fertilizante de liberación lenta, lo que dispara la actividad de la fosfatasa (Talboys y col., 2016). Mientras que el MAP aunque esté dentro de la matriz orgánica del pellet, está en forma más disponible. La actividad de la β-glucosidasa tuvo una respuesta positiva a los pellets órgano-minerales. El fertilizante PLH2 registró mayor actividad demostrando una mayor actividad de los microorganismos, este fertilizante tiene una concentración de TOC ligeramente más alta que los demás pellets (Ferraz-Almeida y col. 2015). La actividad ureasa no mostró diferencias significativas entre los tratamientos ni el control. El frass de insecto además genera un efecto de bioestimulación en el suelo (Poveda, 2021).

Tabla 2. Determinación de la actividad enzimática del suelo tras el cultivo

Tratamiento	Fosfatasa ácida	β-glucosidasa	Ureasa
	(µmol ρ-NP g^{-1} soil h^{-1})	(µmol ρ-NP g^{-1} soil h^{-1})	(µmol NH_4^+–N g^{-1} soil h^{-1})
C	1.16 ± 0.11 b	0.27 ± 0.02 ab	0.04 ± 0.04
F. Inorgánico	0.84 ± 0.07 a	0.23 ± 0.02 a	0.15 ± 0.25
PL1	1.73 ± 0.35 c	0.25 ± 0.03 ab	0.37 ± 0.32
PLH1	1.81 ± 0.16 c	0.29 ± 0.05 bc	0.22 ± 0.41
PL2	2.24 ± 0.19 d	0.30 ± 0.05 bc	0.01 ± 0.01
PLH2	2.20 ± 0.04 d	0.35 ± 0.04 c	0.63 ± 0.78
p-valor	***	*	ns

Valor medio ± desviacion típica, seguido de diferentes letras representa diferencias significativas. ρ-NP: ρ -Nitrofenol, ns, *, **, *** indican no significativo, estadísticamente significativo a p ≤ 0,05, p ≤ 0,01, p ≤ 0,001, respectivamente.

3.2 Rendimiento y calidad de planta

Los fertilizantes PL2 y PLH2 obtuvieron el mejor rendimiento de grano que los demás fertilizantes (p<0.0001). Sin embargo, todos los fertilizantes órgano-minerales superaron en más de un 20% al tratamiento convencional con Fertilización Inorgánica.

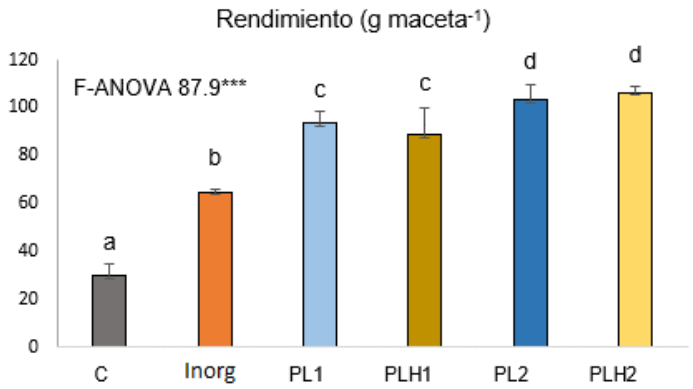


Figura 1. Rendimiento de la Avena sobre biomasa fresca.

Los tratamientos con pellets órgano-minerales mejoraron significativamente la extracción de nitrógeno, fósforo y potasio por el cultivo de avena respecto al fertilizante mineral convencional y al tratamiento control, lo que se tradujo en una mayor eficiencia en el uso de los nutrientes. Destacó especialmente la formulación PLH2, que alcanzó los mayores valores de extracción de N y K, así como las mayores eficiencias de uso de ambos nutrientes (35,5 % y 67,8 %, respectivamente), mientras que PL1 presentó la mayor eficiencia de uso del fósforo (7,5 %). Estos resultados sugieren

que la combinación de frass de insecto y vermicompost favorece una liberación más gradual de los nutrientes y una mejor sincronización entre su disponibilidad y la demanda del cultivo, incrementando su aprovechamiento frente a la fertilización mineral. Asimismo, la incorporación de biochar mostró un efecto dependiente de la formulación, potenciando la eficiencia agronómica en PLH2, especialmente en relación con la absorción de nitrógeno y potasio.

Tabla 3. Extracción y eficiencia de nutrientes en el cultivo de avena

Tratamiento	Extracción N	NUE	Extracción P	PUE	Extracción K	KUE
	(mg N maceta^{-1})	(%)	(mg P maceta^{-1})	(%)	(mg P maceta^{-1})	(%)
C	124 ± 6.1 a	-	24.7 ± 1.0 a	-	195 ± 6.8	-
F. Inorgánico	289± 5.2 b	9.3 a	55.6 ± 8.6 b	1.8 a	436 ± 8.7	13.6 a
PL1	463 ± 16.8 d	30.7 bc	71.7 ± 4.4 d	7.5 c	580 ± 12.4	57.1 c
PLH1	422 ± 28.6 c	26.1 b	65.2 ± 5.8 cd	5.8 b	537 ± 35.5	44.3 b
PL2	461 ± 31.5 cd	31.7bc	65.2 ± 2.9 cd	6.0 b	648 ± 22.7	59.2 cd
PLH2	492 ± 10.5 d	35.5 c	62.1 ± 1.9 bc	6.2 bc	664 ± 18.0	67.8 d
p-valor	***		***		ns	

Valor medio ± desviación típica seguido de diferentes letras representa diferencias significativas. ρ-NP: ρ -Nitrofenol, ns, *, **, *** indican no significativo, estadísticamente significativo a p ≤ 0,05, p ≤ 0,01, p ≤ 0,001, respectivamente. NUE: Eficiencia uso del Nitrógeno, KUE: Eficiencia uso del Potasio, P: Eficiencia uso del Fósforo.

4. Conclusiones

Los fertilizantes órgano-minerales pelletizados basados en *frass* de insecto constituyen una alternativa sostenible y eficiente bajo el nuevo marco normativo de la UE, logrando incrementar el rendimiento biomasa de la avena en más de un 20% en comparación con la fertilización inorgánica convencional (NPK). Además, su base orgánica parece actuar como un fertilizante de tipo orgánico como muestra la mejora en la actividad enzimática del mismo.

5. Bibliografía

Slorach P.C., Jeswani H.K., Cuéllar-Franca R., Azapagic A., 2019. Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. Sci. Total Environ. 693, 133516.

Beesigamukama D., Mochoge B., Korir N.K., Fiaboe K.K.M., Nakimbugwe D., Khamis F.M., Subramanian S., Dubois T., Musyoka M.W., Ekesi S., Kelemu S.,Tanga C.M . 2020. Exploring Black Soldier Fly Frass as Novel Fertilizer for Improved Growth, Yield, and Nitrogen Use Efficiency of Maize Under Field Conditions. Front. Plant Sci.

Eivazi F., Tabatabai M. A. 1977. Phosphatases in soils. Soil Biol. Biochem., 9(3), 167-172.

Tabatabai M. A., Bremner J. M. 1969. Use of an ammonium electrode for determination of enzyme activities in soils: I. Urease. Soil Biol. Biochem 1(2), 141-145.

Talboys P.J., Heppell J., Roose T., Healey J.R., Jones D.L., Withers P.J. 2016. Struvite: A slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? Plant Soil 2016, 401, 109–123.

Ferraz-Almeida R., Naves E. R., Mota R. P. 2015. Soil quality: enzymatic activity of soil β-glucosidase. Global Sci. Res. J. 3, 146–150.

Buckee, G. K. (1994). Determination of total nitrogen in barley, malt and beer by Kjeldahl procedures and the Dumas combustion method—Collaborative trial. *Journal of the Institute of Brewing*, 100(2), 57–64

Poveda, J. Insect frass in the development of sustainable agriculture. A review. Agron. Sustain. Dev. 41, 5 (2021)

6. Agradecimientos

Este trabajo de investigación ha recibido financiación del Programa CIBEST/GVA 2023 para estancias de investigación de personal doctorando en centros de investigación ubicados fuera de la Comunidad Valenciana. Beca GVA CIBEST/2023/106.

PEATLESS: DISEÑO DE TIERRAS DE COBERTURA ALTERNATIVAS PARA EL CULTIVO DE *AGARICUS BISPORUS*

Emilio Rascón Pérez[1], María Luisa Tello Martín[1], Margarita Pérez Clavijo[1]

[1]Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja, Carretera Calahorra km 4, C.P: 26560, Autol (La Rioja).

Correo electrónico: investigacion@ctich.com

Resumen: PEATLESS es un proyecto financiado por la Unión Europea y coordinado por el Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja (CTICH), con la participación de 12 socios de 4 países. Esta iniciativa busca demostrar la viabilidad de mezclas de sustratos con bajo contenido de turba en tres sistemas hortícolas clave: champiñones, semilleros y plantas ornamentales, en cuatro regiones hortícolas clave para Europa. Al reducir la dependencia de la turba, el proyecto PEATLESS pretende disminuir la huella de carbono del sector hortícola, impulsando la Transición Ecológica y acelerando la transformación sostenible del sector agroalimentario. Las turberas son ecosistemas extraordinarios que desempeñan un papel vital en el almacenamiento de carbono, albergan una rica biodiversidad y ofrecen importantes servicios ecosistémicos. Sin embargo, la turba sigue siendo extraída con fines comerciales y solo en Europa se extraen alrededor de 29 millones de metros cúbicos de turba. La degradación de turberas, especialmente a través del drenaje no regulado, causa daños ambientales entre los que se encuentran las emisiones de gases de efecto invernadero, la pérdida de biodiversidad, la degradación del suelo y la reducción de la calidad del agua. Además, la extracción de turba a los ritmos actuales no es sostenible debido a su baja tasa de reposición (aproximadamente 1 mm por año), mientras que los métodos actuales de extracción de turba eliminan cada año una profundidad 100 veces mayor. No obstante, los impactos específicos de esta extracción varían según las normativas nacionales, las condiciones del lugar y las prácticas de restauración posteriores. PEATLESS busca acelerar la transición hacia alternativas más sostenibles a la turba en el sector hortícola superando las barreras técnicas, económicas y socioculturales que hoy limitan su adopción.

Palabras clave: turba, champiñón, cobertura, sostenible.

1. Introducción

La turba es fundamental para el sector hortícola como medio de cultivo, un sustrato a través del cual crecen las raíces de las plantas y del que extraen agua y nutrientes. Se utiliza con frecuencia para plántulas, hortalizas y plantas ornamentales, así como tierra de cobertura en la industria del champiñón. Las cualidades únicas de la turba, como su alta capacidad de retención de agua y aire, proporcionan las condiciones ideales para el crecimiento de las plantas y la fructificación del champiñón. La turba es un sustrato de cultivo seguro en lo que respecta a patógenos y contaminantes. Además, el bajo pH de la turba y su contenido equilibrado de nutrientes la hacen adecuada para múltiples aplicaciones como sustrato universal (Kitir et al., 2018).

En Europa se extraen alrededor de 29 millones de m³ de turba al año, lo que conlleva un impacto ambiental asociado a la degradación de las turberas y al coste ambiental y económico del transporte de la turba (Hirschler et al., 2022). Debido al impacto ambiental asociado a la extracción de turba, actualmente existen en el mercado varios sustratos alternativos para sustituirla en horticultura (por ejemplo, fibra de coco, green compost, fibras de madera, corteza compostada, sphagnum). Sin embargo, no todos representan alternativas sostenibles. Además, la aceptación por parte de los

productores sigue siendo baja debido a importantes barreras técnicas, socioculturales y económicas.

Por lo tanto, demostrar su eficacia es esencial para superar estas barreras. Este trabajo muestra el ensayo inicial que se realizó en las instalaciones del CTICH probando tierras de cobertura alternativas para el cultivo de champiñón (*Agaricus bisporus*), utilizando como máximo un 30% de turba en el diseño de las tierras alternativas.

2. Material y Métodos

2.1 Análisis de materias primas

Las materias primas seleccionadas para la elaboración de tierras de cobertura alternativas fueron las siguientes: turba (uso limitado en las mezclas, no más del 30%), SPCH recompostado (Sustrato Post-Cultivo de Champiñón), fibras de madera, vermicompost, green compost, lana de oveja, corteza compostada, grass, sphagnum moss y compost de residuos alimentarios. Hay que señalar que sphagnum moss y sphagnum no es lo mismo, sphagnum se asemejaría más a una turba rubia mientras que sphagnum moss es material vegetal no degradado que se puede cosechar de las turberas.

Los análisis se realizaron por triplicado. Las composiciones proximales se estimaron utilizando métodos basados en las normas de la AOAC (Association of Analytical Communities). El contenido de humedad se calculó por diferencia de peso tras el secado en un secador ED 400 (Binder GmbH, Tuttlingen, Alemania) a 105 °C, en comparación con el peso constante. Las cenizas totales se determinaron utilizando un horno de mufla 10-PR/400 (Hobersal, Barcelona, España) a 550 °C tras 5 h. El nitrógeno orgánico se determinó mediante el método Kjeldahl utilizando un destilador de nitrógeno Kjeltec System 2200 (FOSS IBERIA, Barcelona, España) y un bloque de digestión (FOSS IBERIA, Barcelona, España). pH y conductividad eléctrica se midieron mezclando 80 g de la muestra con 400 ml de agua ultrapura. Se midió con un pH-metro GLP 21 (Crison Instrument S.A., Barcelona, España) tras 10 minutos de agitación.

2.2 Diseño de tierras de cobertura alternativas

Partiendo de las distintas materias primas seleccionadas, se diseñaron 12 turbas alternativas. A la hora de diseñarlas cobra especial relevancia la textura de las mezclas, pH, conductividad y su capacidad de retención de agua, ya que la tierra de cobertura en el cultivo de champiñón actúa como un reservorio de agua y aporta soporte para el correcto desarrollo del hongo. Estas 12 mezclas se compararon en cultivo con un control de 100% turba negra.

9 de las mezclas llevaban como máximo un 30% de turba, 3 eran 100% libre de turba y se usó un control de 100% turba. El SPCH se usó como material principal en 6 mezclas con porcentajes que iban del 30 hasta el 70%. La fibra de madera fue un material principal en 4 mezclas con porcentajes que iban del 30 hasta el 60%. Y el vermicompost se ha usado en 2 mezclas como material principal con porcentajes que van del 30 hasta el 40%.

2.3 Cultivo

Para el cultivo se utilizó compost Fase III con el micelio de champiñón ya inoculado e incubado. Se utilizaron 65 recipientes de plástico de 5 litros de capacidad (12 mezclas de tierras de cobertura alternativa más el control, cada uno por quintuplicado) para llevar a cabo el ensaño. En cada recipiente se introdujo 1 kilogramo de Fase III, 400 gramos de turba/turba alternativa y se humectó esta turba con aproximadamente 500 mililitros de agua.

Estos recipientes se llevaron a una sala climática de cultivo donde se controlaron todas las condiciones ambientales necesarias para el correcto desarrollo del cultivo de *Agaricus bisporus.* La duración total del ensaño fue de aproximadamente 45 días evaluando la productividad obtenida de cada mezcla.

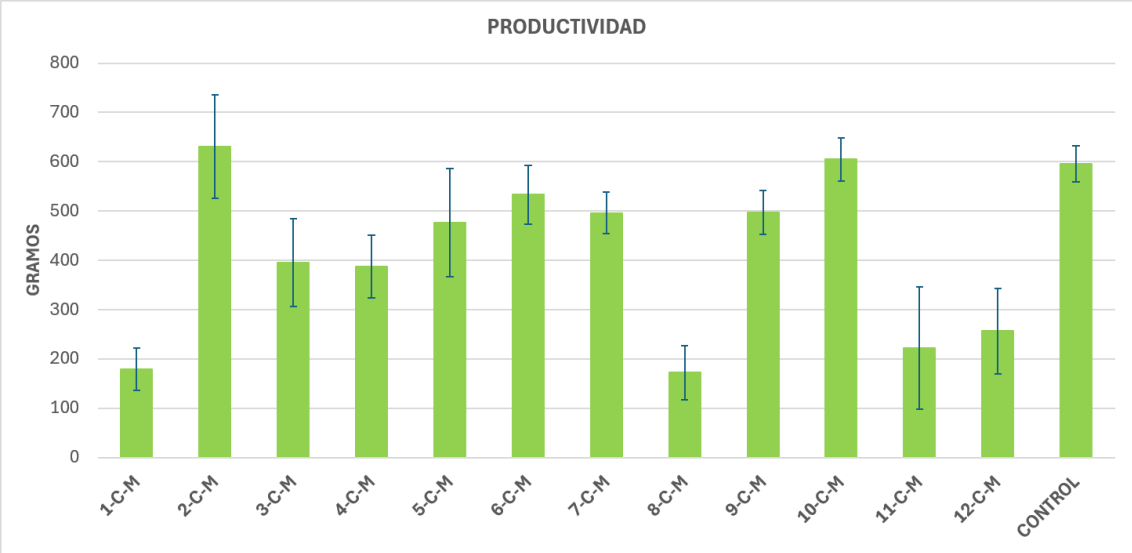
3. Resultados y Discusión

3.1 Análisis de materias primas

Los parámetros más relevantes de las materias primas seleccionadas son pH, conductividad y capacidad de retención de agua. Todos los materiales presentaron un pH adecuado (entre 7 y 8), pero en cuanto a la conductividad dos materiales tuvieron valores elevados de este parámetro (lana de oveja y SPCH), hecho para tener en cuenta a la hora de hacer las mezclas. Los materiales de fibra de madera y lana de oveja presentaron una alta capacidad de retención de agua, lo que los convierte en materiales atractivos para usarlos en las mezclas.

3.2 Cultivo

La productividad obtenida durante todo el ciclo de cultivo se recoge en la Gráfica 1. Las mezclas con productividades más bajas (1M, 8CM, 11CM Y 12CM) son las que tienen un contenido en SPCH igual o superior al 40%. La mezcla 2CM y 10CM tuvieron productividades elevadas, la 2CM tiene un alto contenido en fibra de madera (60%) y la 10CM está formada por turba, grass y sphagnum moss.



Gráfica 1. Resultado de la productividad en las distintas mezclas evaluadas

Se realizaron pruebas estadísticas para el efecto de cada materia prima sobre la productividad. Los datos siguen una distribución normal (Shapiro-Wilk). Posteriormente, se llevó a cabo ANOVA de un factor y se observaron diferencias estadísticamente significativas. Se realizó una prueba post hoc de Games-Howell (varianzas desiguales). En la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos. Hay que destacar que existe un elevado número de materiales que son comparables al control.

Tabla 2. Resultados prueba post hoc de Games-Howell

Method: 95.0 percent Games-Howell			
Materia prima	Count	Mean	Homogeneous Groups
8-C-M	5	172.4	A
1-C-M	5	179.8	AB
11-C-M	5	222.4	ABCD
12-C-M	5	256.6	ABC
4-C-M	5	387.4	CDE
3-C-M	5	395.8	BCDEF
5-C-M	3	471.33	CDEF
9-C-M	5	497.2	DEF
7-C-M	4	513	DEF
6-C-M	5	533.6	EF
CONTROL	5	596.2	F
10-C-M	5	604.6	F
2-C-M	5	630.8	EF

4. Conclusiones

Este primer ensayo ha permitido evaluar los primeros prototipos de mezclas. Y se ha podido observar que las mezclas en las que el contenido en SPCH era igual o superior al 40% (1CM, 8CM, 11CM y 12CM) han tenido productividades bajas, esto puede ser debido a diversos factores, pero sí que se observó una mayor incidencia de patógenos del cultivo del champiñón en estas mezclas (se observó mole seca durante el desarrollo del cultivo). El resto de las mezclas han tenido un desempeño positivo, destacando la 2CM y 10CM. La mezcla 2CM tiene un alto contenido en fibra de madera (60%), otras mezclas con alto contenido en fibra de madera también han mostrado resultados prometedores. La mezcla 10CM está compuesta por grass, sphagnum moss y turba negra, se obtuvieron resultados comparables al control. La fibra de madera, el sphagnum moss y el grass muestran resultados prometedores siendo además materiales más sostenibles medioambientalmente que la turba ampliamente utilizada en el sector.

5. Bibliografía

Hirschler O., Osterburg B., 2022. Peat extraction, trade and use in Europe: a material flow analysis. *Mires Peat* Volume 28, Article 24, 27 pp. DOI: 10.19189/MaP.2021.SNPG.StA.2315

Kitir N., Yildirim E., Şahin Ü., Turan M., Ekinci M., Ors S., Kul R., Ünlü H., Ünlü H., 2018. Peat use in horticulture. En: Topcuoğlu B., Turan M. (Eds.) Peat Use in Horticulture. In Peat. InTech.

6. Agradecimientos

Este proyecto ha recibido financiación del programa de investigación e innovación «Horizonte Europa» de la Unión Europea, en el marco del acuerdo de subvención n.º 101216569, así como de la Secretaría de Estado de Educación, Investigación e Innovación (SERI) de Suiza.

ASCA: ALTERNATIVAS SOSTENIBLES AL COMPOSTAJE DE SUSTRATOS PARA EL CULTIVO DE *AGARICUS BISPORUS*

Emilio Rascón Pérez[1], María Luisa Tello Martín[1], Margarita Pérez Clavijo[1]

[1]Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja, Carretera Calahorra km 4, C.P: 26560, Autol (La Rioja).

Correo electrónico: investigacion@ctich.com

Resumen: El proyecto ASCA evalúa el potencial de residuos/subproductos agroalimentarios, ganaderos y forestales de proximidad como materias primas alternativas a la paja de trigo y la gallinaza en la formulación de sustrato para el cultivo de *Agaricus bisporus*, contribuyendo así a la economía circular y a la mitigación del cambio climático. En el caso de sustrato de champiñón, el compostaje consiste en un proceso fermentativo en estado sólido en el que tienen lugar cambios físico-químicos, bioquímicos y microbiológicos sobre los materiales de partida y cuyo objetivo es la obtención de un sustrato en el que se promueve el crecimiento del micelio de champiñón evitando el crecimiento de microorganismos competidores. Es un proceso en el que el resultado final depende de las materias primas y del control del tiempo, temperatura, humedad y oxígeno. Las materias primas utilizadas en la fabricación del sustrato en España son: agua, paja de cereales (trigo) en un 50%, una fuente orgánica de nitrógeno (gallinaza) en un 40%, correctores de nitrógeno (nitrato amónico o urea) y minerales (yeso). El uso de residuos agroindustriales es una estrategia efectiva para reducir la dependencia de materias primas tradicionales y fomentar la sostenibilidad en la producción de champiñón. Estos enfoques promueven la sostenibilidad ambiental, ofrecen oportunidades para valorizar residuos locales, reducir costes y disminuir la huella de carbono.

Palabras clave: subproductos, residuos, champiñón, sostenibilidad

1. Introducción

La búsqueda de nuevas materias primas viables y sostenibles para la producción de sustratos de champiñón (*Agaricus bisporus*) es uno de los grandes intereses del sector. El cultivo de champiñón constituye una actividad estratégica en La Rioja, donde se concentra aproximadamente el 46 % de la producción nacional y el 8 % de la producción europea (MAPA, 2024). España, con una producción superior a 144.000 toneladas en 2024 (MAPA 2024) y un valor estimado de más de 266 millones de euros, se posiciona como el tercer productor europeo de champiñón, por detrás de Polonia y Países Bajos.

En el caso de sustrato de champiñón, el compostaje es el desarrollo de un proceso fermentativo en estado sólido en el que tienen lugar importantes cambios físico-químicos, bioquímicos y microbiológicos sobre los materiales de partida y cuyo objetivo es la obtención de un sustrato en el que se promueve el crecimiento del micelio de champiñón evitando el crecimiento de microorganismos competidores. Es un proceso en el que el resultado final depende tanto de las materias primas como del control de los parámetros de tiempo, temperatura, humedad y aporte de oxígeno.

Tradicionalmente, las materias primas utilizadas en la fabricación del sustrato en España son: agua, paja de cereales (trigo), una fuente orgánica de nitrógeno (gallinaza), correctores de nitrógeno (nitrato amónico o urea) y correctores de pH (yeso). Sin embargo, la sostenibilidad de esta fórmula está cada vez más comprometida debido a la variabilidad climática, la competencia por estos materiales con otros sectores agrícolas y ganaderos, y los problemas logísticos y económicos asociados a su obtención (Goglio et al., 2024).

Diversos estudios han demostrado la viabilidad de incorporar residuos agroindustriales al cultivo de *Agaricus bisporus*, incluyendo subproductos oleícolas, residuos hortofrutícolas y otros materiales orgánicos, contribuyendo a la valorización de residuos y a la reducción de la huella ambiental del cultivo (Govi et al., 1996; Ocariz-Fermoselle et al., 2019; Cetin et al., 2025).

La necesidad de diversificar las materias primas utilizadas en el compostaje para el cultivo de champiñón es evidente, tanto por razones económicas como ambientales. La identificación y evaluación de residuos agroalimentarios, ganaderos y forestales disponibles localmente como alternativas sostenibles al sustrato tradicional puede contribuir a:

- Reducir la dependencia de materias primas susceptibles a fluctuaciones de precio y disponibilidad, aprovechando residuos agroalimentarios, ganaderos y forestales.
- Fomentar la economía circular y sostenibilidad mediante la valorización de residuos orgánicos.
- Mantener o mejorar la productividad y calidad del champiñón.
- Reducir la emisión de gases de efecto invernadero durante el proceso de compostaje.

2. Material y Métodos

2.1 Identificación de residuos potenciales

Se realizó una evaluación de residuos agroalimentarios, forestales y ganaderos disponibles en La Rioja y regiones limítrofes mediante un estudio sectorial desarrollado por CDI Consultants, identificando potenciales subproductos para su incorporación al compost de champiñón. Se identificaron 135 empresas cuyos subproductos podían ser susceptibles de incorporarse al proceso de compostaje para el cultivo de champiñón. Se contactó con estas empresas, para que enviaran muestras de sus subproductos y evaluarlos.

2.2 Análisis de los residuos potenciales

Los análisis se realizaron por triplicado. Las composiciones proximales se estimaron utilizando métodos basados en las normas de la AOAC. El contenido de humedad se calculó por diferencia de peso tras el secado en un secador ED 400 (Binder GmbH, Tuttlingen, Alemania) a 105 °C, en comparación con el peso constante. Las cenizas totales se determinaron utilizando un horno de mufla 10-PR/400 (Hobersal, Barcelona, España) a 550 °C tras 5 h. El nitrógeno orgánico se determinó mediante el método Kjeldahl utilizando un destilador de nitrógeno Kjeltec System 2200 (FOSS IBERIA, Barcelona, España) y un bloque de digestión (FOSS IBERIA, Barcelona, España). pH y conductividad eléctrica se midieron mezclando 80 g de la muestra con 400 ml de agua ultrapura. Se midió con un pH-metro GLP 21 (Crison Instrument S.A., Barcelona, España) tras 10 minutos de agitación.

Otros aspectos como la textura de estas materias o si requieren de un procesado, como el triturado, también son aspectos que se tienen en cuenta a la hora de seleccionar los materiales más aptos para los distintos diseños de compost alternativo para el cultivo de champiñón.

2.3 Proceso de compostaje

El primer paso fue producir sustrato de champiñón con los materiales tradicionales (paja, gallinaza y corrector de pH). El proceso de compostaje se realizó en una Compostadora COMP-250 de LCC adaptada para simular el proceso industrial para elaborar compost de champiñón. Consta de un proceso de fermentación aeróbica donde se alcanzaban 80ºC y un proceso de pasteurización donde se alcanzan 60ºC. Mediante ambos procesos se consiguen eliminar organismos indeseados y hacer un medio adecuado para el cultivo de *Agaricus bisporus*.

El modelo permite controlar parámetros de temperatura, irrigación, mezclado y aireación; asegurando que el proceso sigue todas las etapas necesarias en el compostaje con la duración requerida. Así mismo, la compostadora cuenta con un sistema de sensores para controlar las emisiones de dióxido de carbono y amoníaco durante el proceso.

3. Resultados y Discusión

3.1 Análisis de los residuos potenciales

Se analizaron todas las muestras recibidas con los parámetros que se necesitan monitorizar en las materias primas que se usan para el proceso de compostaje en el cultivo de champiñón. Las muestras recibidas y analizados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Análisis de las materias primas recibidas

Materia prima	Humedad (%)	Cenizas (% s.m.s.)	Nitrógeno org. (% s.m.s.)	pH	C.E. (mS/cm)	Relación C/N
Fibra madera	26.98	1.86	0.2	5.53	0.21	278.2
Paja arroz	13.6	13.23	0.95	7.5	4.02	52.92
Corteza compostada	46.45	5.08	0.51	7.11	0.07	107.63
Serrín 1	10.62	1.24	0.12	3.80	0.28	490.23
Serrín 2	11.40	1.12	0.09	4.14	0.16	614.68
Serrín 3	7.85	0.55	0.12	4.06	0.34	497.96
Serrín 4	11.32	0.47	0.12	4.08	0.17	487.68
Poda olivo 1	10.22	1.80	0.47	5.85	1.03	120.15
Poda olivo 2	33.81	4.49	1.33	5.98	0.67	41.72
Miscanthus 1	9.77	2.25	0.17	5.95	1.17	327.26
Miscanthus 2	65.33	2.81	0.33	7.42	0.38	169.77
Hollejos	47.59	30.40	3.26	3.13	0.98	12.39
Cáscara huevo 1	0.84	92.77	0.42	9.47	0.17	10.05
Cáscara huevo 2	10.95	96.21	0.53	9.13	0.16	4.17
Cáscara huevo 3	0.83	95.51	0.39	9.10	0.17	6.59
SPCH 1*	47.13	7.31	0.78	5.87	1.73	69.20
SPCH 2*	59.83	9.56	1.36	4.53	2.02	38.63
SPCH 3*	63.41	7.55	0.88	7.18	0.92	60.62
SPCH 4*	54.80	10.05	1.03	7.79	1.39	50.67
SPCH 5*	68.04	11.49	1.11	5.22	1.45	46.29
SPCH 6*	57.03	17.23	1.32	5.54	4.63	36.37

**Sustrato post-cultivo de hongos*

3.2 Proceso de compostaje

El sistema piloto permitió reproducir el proceso de compostaje e incubación del micelio de champiñón, obteniéndose un compost viable para el cultivo. Los próximos ensayos evaluarán la incorporación de materias primas alternativas.

4. Conclusiones

Los resultados preliminares muestran la disponibilidad de diversos subproductos agroalimentarios, forestales y ganaderos con potencial para sustituir parcialmente materias primas convencionales del compost de champiñón. Su valorización podría reducir la dependencia de la paja de trigo y contribuir a mejorar la sostenibilidad y circularidad del sector.

5. Bibliografía

Cetin, M., Atila, F., & Eren, E. (2025). Valorization of olive press cake as a sustainable alternative to peat in white button mushroom (Agaricus bisporus) cultivation. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-11. DOI: 10.1007/s13399-025-06615-4

Goglio, P., Ponsioen, T., Carrasco, J., Milenkovi, I., Kiwala, L., Van Mierlo, K., ... & Pérez, M. (2024). An environmental assessment of *Agaricus bisporus* ((JE Lange) Imbach) mushroom production systems across Europe. *European Journal of Agronomy*, 155. DOI: 10.1016/j.eja.2024.127108

Govi, G., Ferrari, G., Innocenti, G., Sacchini, G., & Galli, C. (1996). compost from selected organic wastes as a substitute for straw-bedded horse manure in Agaricus bisporus production. *The Science of Composting*, 439-446.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2024). Avances superficies y producciones de cultivo.

Ozcariz-Fermoselle, M. V., de Vega-Luttmann, G., Lugo-Monter, F. D. J., Galhano, C., & Arce-Cervantes, O. (2019). Promoting circular economy through sustainable agriculture in Hidalgo: Recycling of agro-industrial waste for production of high nutritional native mushrooms. *Climate Change-Resilient Agriculture and Agroforestry: Ecosystem Services and Sustainability*, 455-469. DOI: 10.1007/978-3-319-75004-0_26

Vos, A. M., Heijboer, A., Boschker, H. T., Bonnet, B., Lugones, L. G., & Wösten, H. A. (2017). Microbial biomass in compost during colonization of Agaricus bisporus. *AMB Express*, 7, 1-7. DOI: 10.1186/s13568-016-0304-y

6. Agradecimientos

Financiación de la Consejería de Desarrollo Autonómico para proyectos de I+D+i e inversión en equipamiento científico-técnico, desarrollados por los Centros Tecnológicos en el ámbito de la Comunidad Autónoma de La Rioja.

Cofinanciado por la Unión Europea · Ministerio de Hacienda · Fondos Europeos · La Rioja · Sistema Riojano de Innovación

COMPOSTAJE EN ORIGEN EN EL ENTORNO ACADÉMICO. HERRAMIENTA DE GESTIÓN DE RESIDUOS E INCORPORACIÓN A LA DOCENCIA DE LOS ESTUDIOS DE GRADO

Gerard Moliner[1], Pedro Martín[1], Marga López[1]

[1]Dep. Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. Esteve Terradas 8, Ed D4. 08860 Castelldefels. Universitat Politècnica de Catalunya.

Correo electrónico: marga.lopez@upc.edu

Resumen: La formación a partir de la práctica y la experiencia se ha demostrado como una herramienta fundamental de aprendizaje. La posibilidad de poder integrar actividades rutinarias como la gestión de residuos en origen aporta una amplia fuente de recursos para explorar las disciplinas impartidas. Se estudia el compostaje en origen en el Campus del Baix Llobregat (UPC) como caso real de aprendizaje y operación, así como de potencialidad de incorporación dentro de los planes de estudio de los grados de sus dos escuelas, EEABB (área agrícola) y EETAC (área telecomunicaciones). Se instalaron cuatro compostadores de 330 L alimentados con fracción orgánica (cocina del restaurante) y restos vegetales (jardinería del campus) durante 3 meses y se siguieron los parámetros de proceso y se caracterizó el producto final. El proceso en el campus es viable (disponibilidad de residuos), pero se precisa una persona para el manejo de manera constante para garantizar la disponibilidad de datos fiables. Se identificaron hasta 5 asignaturas de la EEABB y 3 de la EETAC de las áreas de estadística, sensórica o medio ambiente en relación directa con la actividad, la cual se puede introducir como hilo conductor, real y de proximidad. Se propone una estrategia de Aprendizaje Basado en Proyectos (ABP) en relación a un proceso real y en funcionamiento que genera información y datos y aporta evidencias transferibles para la gestión de residuos en entornos educativos y municipales.

Palabras clave: residuos orgánicos, economía circular, docencia universitaria, aprendizaje basado en proyectos.

1. Introducción

Los conceptos teóricos impartidos en la docencia universitaria frecuentemente quedan relegados a un cajón efímero que, en cuanto finaliza el curso forman parte del pasado. En una sociedad tan cambiante como la actual, la avidez en consumir información, sin profundizar en ella, lleva a que el conocimiento del estudiantado universitario sea temporal y desvinculado del saber a largo plazo y entre materias, lo que empobrece la experiencia. La docencia debe adaptarse a las nuevas formas de comunicación e información, pero evitar perder su esencia de formación. El aprendizaje basado en proyectos (ABP) consiste en plantear a los estudiantes un reto auténtico y complejo que se desarrolla a partir de una secuencia de actividades programadas dirigida por el docente. La evaluación es continua y alinea resultados de aprendizaje con el desarrollo de competencias transversales (Turull, 2020). Existen múltiples experiencias de compostaje doméstico y comunitario que se llevan a cabo en municipios, escuelas y también universidades, como vía de gestión de residuos orgánicos, así como de sensibilización y formación, por lo que el compostaje doméstico y comunitario no es un recurso marginal sino una clave en la estrategia para alcanzar una gestión de residuos más cercana, responsable y pedagógica. En este trabajo se aborda la monitorización del compostaje descentralizado y su aplicación en distintos ámbitos de la docencia universitaria.

2. El Campus del Baix Llobregat

El Campus del Baix Llobregat se encuentra en el municipio de Castelldefels, dentro del Parc Mediterrani de la Tecnologia, delimitado por el propio municipio, la autopista C-32 y el Canal Olímpico (Figura 1).

Figura 1. El Campus del Baix Llobregat de la UPC

Consta de dos escuelas, EEABB y EETAC (Escola d'Enginyeria Agroalimentària i de Biosistemes de Barcelona y Escola d'Enginyeria de Telecomunicacions i Aeroespacial de Castelldefels), un edificio central (Edificio Campus) que alberga la biblioteca y el restaurante y diversos centros de investigación. También está rodeado por una zona húmeda artificial, La Olla del Rei, con zonas de arbolado y jardines. La EEABB consta de campos para la realización de prácticas para la producción agraria.

3. Generación de residuos y sistema de compostaje doméstico

Figura 1. Situación de los compostadores

Los residuos utilizados provienen de la poda del campus y de la cantina. Con la colaboración del servicio de jardinería y de restauración, se estimó una generación anual de 7,9 toneladas de restos de poda y mantenimiento de la jardinería y de 2-5 m^3 de hojas y restos de barrido y 1-1,5 t anuales de fracción orgánica, dependiendo de la afluencia de estudiantes, de acuerdo con la evolución del curso académico. Los residuos producidos en el campo de prácticas no se consideraron en el estudio debido a su variabilidad y falta de constancia. El proceso de compostaje se realizó con una mezcla en volumen 1:1 FO:material complementario en dos compostadores 330L y otros dos se llenaron únicamente con restos de poda y hojas (Figura 2). Se realizó el seguimiento de temperatura, densidad aparente, altura de llenado, humedad, pH, CE, nitrógeno amoniacal soluble, índice de germinación. El seguimiento del proceso, realizado con los trabajos de Moliner (2025) y Martin (2026), no pretende obtener un producto de calidad sino identificar aspectos de interés en la docencia.

4. Actividades docentes y selección de asignaturas

Se identificaron y seleccionaron asignaturas en las cuales el compostaje aportara valor docente real (Tabla 1) como la alineación con los resultados de aprendizaje, viabilidad logística y de recursos, evaluabilidad con evidencias y rúbricas, seguridad, transversalidad competencial, escalabilidad y secuenciación creciente de la complejidad (Turull, 2020) aplicados al caso del compostaje: Pertinencia didáctica: la práctica con compostadores debe permitir al alumnado

alcanzar resultados de aprendizaje del plan de estudios. Trazabilidad y evaluabilidad: el uso de los compostadores ha de generar evidencias (cuadernos de laboratorio, bases de datos, memorias,…) de fácil evaluación mediante rúbricas. Viabilidad: la disponibilidad de equipos y recursos materiales (sondas T, humedad, equipos de laboratorio…) y humanos debe estar asegurada. Seguridad y sostenibilidad: Se tendrá que tener en cuenta minimizar los riesgos sanitarios y de criterios de sostenibilidad. Transversalidad: fomento de actividades que conecten bioprocesos, analítica, instrumentación, estadística y dimensionamiento. Escalabilidad: considerar la posibilidad de replicar la práctica en otros grupos/asignaturas sin sobrecargar la infraestructura. Secuenciación: selección de asignaturas que permitan hacer uso de los compostadores en niveles crecientes de complejidad, de manera que a mayor experiencia adquirida mayor complejidad de las tareas a realizar.

Tabla 1. Selección de asignaturas de las dos escuelas.

EEABB	EETAC
Bioinstrumentación: Integra tanto sensorización como calibración para temperatura, % de humedad, pH, CE. **Diseño y operación de biorreactores**: Permite convertir al compostador en un biorreactor de carga. También se tratan temas relacionados como: ΔMOT, Norg/NAS, perfiles de temperatura y humedad con conversión y rendimiento. **Tratamiento biológico de residuos**: Pone el foco en los detalles del proceso, la calidad del producto final (pH, CE, madurez), y en el dimensionado de líneas de tratamiento. **Tratamiento y utilización de residuos y aguas**: Conecta ciertos parámetros de proceso y de calidad (Norg, P, CE y pH) con la aptitud agronómica y la dosis en el suelo necesaria para la aplicación del producto. **Estadística**: Cubre todo lo relacionado con el análisis estadístico y su interpretación, de los datos recogidos y de los parámetros de campo analizados	**Termodinámica**: Trabaja el primer y segundo principio de la termodinámica, así como la transferencia de calor sobre las curvas de temperatura y el efecto del % de humedad o la densidad aparente. **Probabilidad y Estadística**: Permite el filtrado y la detección de picos en temperatura, realizar tratamientos de series de datos y análisis comparativos como el ANOVA. **Fundamentos de Telemática / Interconexión**: Permiten la aplicación de proyectos IoT (MQTT/HTTP) de temperatura, % de humedad, pH y CE. **Circuitos y Sistemas Digitales**: Garantiza una lectura fiable de CE, humedad y pH (acondicionamiento + ADC) y gestión de incertidumbre

También otras asignaturas no tan específicas como matemáticas, física o biología pueden incorporar el seguimiento de los compostadores para el seguimiento de parámetros como la densidad aparente, aspectos de geometría o seguimiento de comunidades microbiológicas en relación a los materiales utilizados.

5. El seguimiento del proceso como herramienta de práctica y de obtención de datos. Ejemplo de aplicación

A partir del seguimiento del proceso llevado a cabo se resumen algunos resultados y directamente se aplican a actividades de seguimiento traspasando a una aplicación práctica. Una vez analizados los resultados y el tipo de información producida, se pueden elaborar fichas específicas para cada asignatura sobre aspectos concretos (Tabla 2) donde se detalla las actividades a realizar para el caso de la asignatura de Estadística.

Una vez recogidos los datos también se pueden formular preguntas que se podrían compartir en un entorno participativo en forma de enigma y acción. A continuación, se expone un ejemplo a partir de observaciones reales de la temperatura durante el proceso y como se podría plantear para ser resuelto por la clase, indicando el número de participantes y el tiempo disponible. Se pueden incluso

organizar equipos y plantear participación cooperativa en vez de competitiva, ya que se pueden asignar enigmas a diferentes grupos donde la solución, debido a la relación entre parámetros, pueda necesitar de participación diversa.

Enigma # 1	La temperatura en el proceso con fracción orgánica alcanzó los 50ºC mientras que la que solo tenía hojas quedó por debajo
4	Identifica las causas de la diferencia.
1h	Realiza una acción que permita mejorar la temperatura.
	Indica qué recursos necesitas

Tabla 2. Ejemplo de ficha de aplicación en la asignatura de estadística (Moliner, 2025).

Asignatura	**Estadística**
Objetivo de aprendizaje	Aplicar diseño de experimentos y contraste de hipótesis sobre parámetros del compostaje, con enfoque en medias, variabilidad y correlaciones entre T, %H, densidad aparente, pH, CE, MOT, Norg, NAS y P
Datos	Series temporales de 4 compostadores (datos de los resultados de este trabajo), hoja de operaciones (aportaciones/volteos/lluvia), fichas analíticas
Actividades	**A.0**: Revisión de datos, definición de factores y de diseño del análisis **A.1**: Diseñar un DoE 2 factores (compostador × fase) con respuestas MOT y NAS y, seguidamente, aplicar un ANOVA de dos vías; en caso de significación, ejecutar post-hoc para detallar las diferencias entre niveles. **A.2**: Realizar una regresión múltiple NAS ~ pH+CE+%H+T y verificar el cumplimiento de las asunciones. **A.3**: Establecer un control estadístico de CE y pH para definir fin de fase activa
Recursos	Hojas de cálculo o R/Matlab/Python/Minitab/SPSS
Dedicación	6-8 h
Entregables	Informe de interpretación de resultados (4-5 pgs) + anejo de códigos/tablas
Difusión	Realización de difusión en redes sobre la forma de recogida de datos y de análisis donde se pueda observar el detalle del procedimiento

6. Conclusiones

Realizar el compostaje en unidades de 330 L permite obtener resultados preferiblemente si el proceso se realiza de forma continuada a lo largo del tiempo para que las variaciones sean más representativas en relación a un proceso industrial. Participar en todo el desarrollo de todo un proceso, como en este caso es el compostaje, ha de permitir adquirir más conocimientos, más profundos y mejor asimilados, ya que no se trabaja sólo los aspectos teóricos, sino que pretende tener una experiencia más vívida. El seguimiento del proceso genera una tipología y cantidad de datos suficientes para que se pueda implementar en distintas asignaturas a la vez que se vincula la docencia con una actividad propia del campus.

7. Bibliografía

Turull Rubinat, M (coord.). 2020. Manual de docencia universitaria. Barcelona: Octaedro – IDP/ICE, Universitat de Barcelona. 360 pp. ISBN 978-84-18348-10-5.

Moliner, G. 2025. Compostatge en origen en l'entorn acadèmic. Viabilitat tècnica com a eina de gestió de residus i incorporació a la docència en els estudis del CBL. TFG. EEABB-UPC. 87pp

Martín, P. 2026. Variació de la composició de l'extracte aquós de procés de compostatge de fracció orgànica i bokashi de fems. Propietats i potencial utilització com a te de compost. TFG. EEABB-UPC. 80pp

EVALUACIÓN DEL COMPOSTAJE DE LODOS Y ARENAS DE DEPURACIÓN: VIABILIDAD, CALIDAD AGRONÓMICA Y SEGURIDAD AMBIENTAL

Remedios Albiach[1], Pedro Rojo[2], Gloria Fayos[2], Vicente Fajardo[1], Isabel Castro[1]

[1]Global Omnium Medioambiente, S.L, Gran Vía Marqués del Turia, 17 bajo drcha., 46005 Valencia.

[2]Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Gran Vía Marqués del Turia, 17, 1er piso, pta. 4, 46005 Valencia.

Correo electrónico: mremalvi@globalomnium.com

Resumen: La depuración de aguas residuales genera subproductos como lodos y arenas, cuya gestión convencional, especialmente en el caso de las últimas, se basa mayoritariamente en su eliminación en vertedero, con elevado coste e impacto ambiental negativo. En un contexto normativo y ambiental cada vez más exigente se fomenta el uso seguro y eficiente de enmiendas orgánicas y subproductos, impulsando su valorización en el marco de la economía circular. El objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad técnica y la seguridad ambiental del compostaje conjunto de lodos y arenas de depuración, junto a restos de poda, analizando su calidad agronómica. En el ensayo piloto se incorporaron arenas en proporciones del 5 % y 10 %. El proceso mostró una evolución adecuada, alcanzando temperaturas que garantizaron la correcta higienización. Los compost presentaron un elevado contenido de materia orgánica y niveles de nutrientes esenciales comparables o superiores a los de compost elaborados únicamente con lodos. La evaluación fitotóxica permitió clasificarlos como maduros, aunque no alcanzaron el umbral para considerarse completamente exentos de riesgo. No obstante, los ensayos ecotoxicológicos confirmaron su seguridad ambiental, obteniéndose cocientes de riesgo (RQ) inferiores a 1, lo que avala su uso potencial en agricultura. El contenido de metales pesados fue muy inferior a los límites del RD 1051/2022, sin embargo, la incorporación de arenas condiciona la clasificación comercial del compost, pasando de clase A (sin arenas) a clase B cuando estas se incorporan (RD 999/2017). Los resultados demuestran que el compostaje es una solución técnica y ambientalmente viable para valorizar arenas de depuración.

Palabras clave: compost; lodos de EDAR; arenas de depuración; fitotoxicidad; ecotoxicología.

1. Introducción

La gestión de lodos y arenas procedentes de EDAR plantea un reto ambiental y técnico. Mientras los lodos cuentan con vías de valorización más estudiadas, las arenas de depuración siguen destinándose a vertedero. En este contexto, el compostaje constituye una alternativa de interés dentro de la economía circular, al permitir transformar estos residuos en productos más estables y aprovechables agronómicamente. El objetivo de este trabajo fue evaluar a escala piloto la viabilidad del compostaje conjunto de lodos de EDAR, restos de poda y arenas de depuración, así como la calidad agronómica y la seguridad fitotóxica y ecotoxicológica de los compost obtenidos.

2. Material y Métodos

2.1 Compostaje

Se elaboraron tres pilas de compostaje de 5000 kg cada una al aire libre con lodo y restos de poda; dos de ellas incluyeron arenas de depuración al 5% y 10% en peso. Durante el proceso se midió la temperatura a diario, volteo y riego según necesidad, y se realizaron dos muestreos intermedios. Se analizaron parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos en las muestras iniciales, las intermedias y los compost finales. Los métodos analíticos empleados son los incluidos en los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1986), e ISO normalizadas para microbiología (ISO 6579-1, ISO 7251, ISO 7899-2 y ISO 15213-2).

2.2 Ensayos fitotoxicidad

La madurez de las muestras se estudió mediante el índice de germinación de Zucconi utilizando semillas de *Lepidium sativum* (Zucconi y col., 1981).

2.3 Ensayos ecotoxicológicos

El efecto de los compost elaborados, empleando suelo artificial (OECD Guideline 207), se estudió sobre tres especies vegetales (*Brassica rapa*, *Lolium perenne* y *Trifolium repens*) (OECD Guideline 208), sobre el colémbolo *Folsomia candida* (ISO 11267) y el anélido *Enchytraeus albidus* (ISO 16387). Se ensayaron mezclas suelo-compost con concentraciones crecientes comprendidas entre 0 y 1000 g de compost/kg de suelo. A partir de los resultados de crecimiento y reproducción se calcularon valores EC10 y, posteriormente, la concentración prevista sin efecto (PNEC), la concentración ambiental prevista (PEC) y el cociente de riesgo (RQ), utilizando el software ETX 2.3.1 (Van Vlaardingen, 2004).

3. Resultados y Discusión

3.1 Compostaje

El proceso de compostaje mostró una evolución adecuada en las pilas ensayadas, independientemente del porcentaje de arenas de depuración incorporado (Figura 1). Las pilas alcanzaron rápidamente temperaturas termófilas, superando los 40 °C entre los 5 y 11 días tras el montaje, con temperaturas máximas de 65,8 °C, 66,8 °C y 63,1 °C para las pilas con 0%, 5% y 10% de arenas, respectivamente. Además, todas permanecieron más de 15 días por encima de 55 °C, condición suficiente para asegurar la higienización del material compostado.

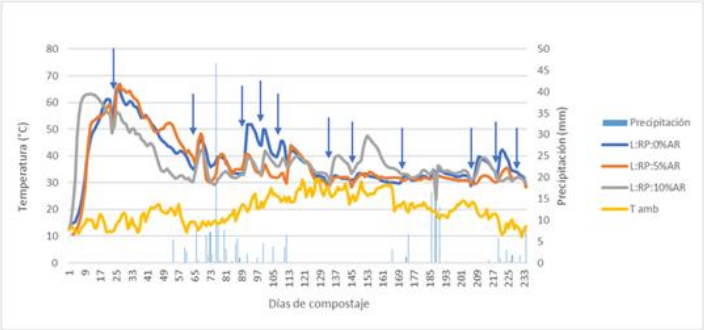


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje de lodos y restos de poda con diferentes porcentajes de arena de depuración.

Al finalizar el proceso de compostaje se analizaron los compost obtenidos (Tabla 1). Todos los compost cumplen claramente con lo exigido por el RD 1051/2022 sobre nutrición sostenible para poder ser aplicados al suelo. El contenido de materia orgánica fue elevado (76,6–85,0%), el pH se situó entre 6,3 y 6,5 y la conductividad eléctrica permaneció por debajo de 4 dS/m, rango

considerado compatible con el uso agrícola y hortícola (Lasaridi y col., 2006). La relación C/N osciló entre 15,3 y 18,4, lo que indica un grado adecuado de madurez (Assadri y col., 2021). Asimismo, los niveles de nitrógeno total, fósforo y potasio confirman el potencial de estos materiales como enmienda orgánica. Desde el punto de vista microbiológico, los compost resultaron higienizados, con ausencia de *Salmonella* y valores muy bajos de *E. coli*, enterococos y *Clostridium perfringens*. Además, por su nivel de metales pesados los compost, podrían ser considerados como productos fertilizantes 'enmienda orgánica compost', en el caso del compost sin arenas de clase A, mientras que los compost con arenas serían considerados como clase B según el RD 999/2017.

Tabla 1. Principales características de los compost obtenidos.

Parámetro	L:RP:0% AR	L:RP:5% AR	L:RP:10% AR
pH (1:5)	6,40	6,30	6,50
CE (1:5) (dS m^{-1})	2,42	3,57	3,28
MOT (%)	85,0	79,2	76,6
NT (%)	2,66	2,61	2,89
C/N	18,4	17,5	15,3
P_2O_5 (mg kg^{-1})	10900	16900	17600
K_2O (mg kg^{-1})	6710	6740	6910

3.2 Ensayos fitotóxicos

La evolución del índice de germinación a lo largo del proceso confirmó la progresiva maduración de las mezclas compostadas (Figura 3). Al inicio del compostaje, el índice de germinación fue casi nulo debido a la inmadurez del material y a la presencia de compuestos fitotóxicos. Los valores finales se situaron entre el 70 % y el 75 % en todas las pilas, sin que la adición de arenas provocara diferencias entre ellas. Al superar el 50 % de índice de germinación, los compost se consideran maduros. Sin embargo, al no alcanzar el 80 %, no se puede descartar por completo la ausencia de riesgo fitotóxico.

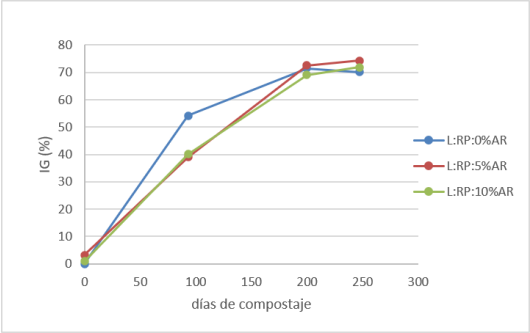


Figura 3. Evolución del índice de germinación durante el proceso de compostaje de lodos y restos de poda con distintas proporciones de arenas de depuración.

3.3 Ensayos ecotoxicológicos

Los ensayos demostraron que los tres compost son ambientalmente seguros bajo condiciones de uso agronómico. En los bioensayos con plantas, las dosis extremas inhibieron el crecimiento y la germinación. En cambio, las dosis bajas e intermedias mostraron efectos fertilizantes o estimulantes, superando en algunos casos a las muestras control. En el caso de *Folsomia candida*, las dosis bajas y medias incrementaron la reproducción, sin embargo, si bien las concentraciones elevadas redujeron la reproducción, no afectaron de forma severa la supervivencia de los individuos. Los resultados de los distintos parámetros y el cociente de riesgo (RQ) se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores ecotoxicológicos de los compost de estudio.

	HC5 (g kg^{-1})	PNEC (t ha^{-1})	PEC (t ha^{-1})	RQ	Aplicable
L:RP:0% AR	158,8	992,7	6,39	0,006	Sí
L:RP:5% AR	54,1	337,9	6,51	0,019	Sí
L:RP:10% AR	117,7	735,4	5,88	0,008	Sí

4. Conclusiones

El compostaje de lodos de EDAR, restos de poda y arenas de depuración (al 5% y 10% en peso) es una estrategia técnica, agronómica y ambientalmente viable que genera un producto estable, higienizado y apto para su uso en agricultura y jardinería. Aunque la inclusión de las arenas incrementó moderadamente el contenido de ciertos metales pesados, lo que reduce su categoría comercial en comparación con el compost que no las contiene, todos los tratamientos analizados cumplen holgadamente con los requisitos legales vigentes para su aplicación al suelo. Además, la evaluación ecotoxicológica confirmó una elevada seguridad ambiental al registrar cocientes de riesgo claramente inferiores a 1, lo que garantiza que su utilización no representa un peligro para las plantas ni para los organismos del suelo, consolidando este método como un modelo sostenible de economía circular que reduce la eliminación de residuos en vertederos.

5. Bibliografía

Assandri, D., Pampuro, N., Zara, G., Bianco, A., Cavallo, E., Budroni, M. 2021. Co-Composting of Brewers' Spent Grain with Animal Manures and Wheat Straw: Influence of Two Composting Strategies on Compost Quality. Agronomy, 11: 1349, https://doi.org/10.3390/agronomy11071349.

International Organization for Standardization. ISO 11267:2023 (*Folsomia candida*); ISO 16387:2023 (E*nchytraeus* sp.); ISO 6579-1:2017 (*Salmonella*); ISO 7251:2005 (*Escherichia coli*); ISO 7899-2:2000 (intestinal *enterococci*); ISO 15213-2:2023 (*Clostridium perfringens*).

Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. Journal of Environmental Management 80: 58-65.

MAPA. 1986. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp.

OECD, 1984. OECD Guideline for Testing of Chemicals 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

OECD, 2003. Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Guideline 208. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

Van Vlaardingen, P.L.A., Traas, T.P., Wintersen, A.M., Aldenberg, T., 2004. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven.

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

6. Agradecimientos

A la Agència Valenciana de la Innovació (Generalitat Valenciana) por la financiación del proyecto "Valorización de grasas y arenas de depuración para una Economía Circular" (INNCAD/2022/39). 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) y al Ayuntamiento de Requena propietario de la parcela aneja donde se realizaron los ensayos.

FERTILIZANTES ÓRGANO-MINERALES CON FRASS DE INSECTOS: EFECTOS SOBRE EL RENDIMIENTO Y LA EFICIENCIA DE NUTRIENTES EN COL

Cristina Álvarez-Alonso[1], José A. Sáez[1], Enrique Agulló[1], Encarnación Martínez Sabater[1], Luciano Orden[1], María Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández de Elche, EPS-Orihuela, Alicante.

Correo electrónico: jose.saezt@umh.es

Resumen: El estudio evaluó el uso de fertilizantes órgano-minerales pelletizados, enriquecidos con frass de insectos (*Hermetia illucens* y *Tenebrio molitor*), como alternativa sostenible frente a los fertilizantes inorgánicos convencionales en el cultivo de col (*Brassica oleracea*). La investigación comparó diversas formulaciones órgano-minerales con tratamientos tradicionales (fertilización inorgánica y bioestabilizado comercial) mediante un diseño experimental de bloques al azar. Se probaron ocho tratamientos aplicados en dos dosis distintas: una fija (1000 kg ha^{-1}) y otra ajustada para aportar 150 kg de nitrógeno (N) por hectárea. Los resultados demostraron que las formulaciones órgano-minerales aplicadas a una dosis de 150 kg N ha^{-1} lograron un incremento significativo en el rendimiento y peso de las coles. Esto se atribuye a una mayor eficiencia en el uso de nitrógeno y fósforo, permitiendo una mejor sincronización entre la liberación de nutrientes y las necesidades del cultivo. Asimismo, estos fertilizantes mejoraron las propiedades del suelo, incrementando la disponibilidad de nutrientes (P y K) y el carbono orgánico oxidable, sin generar impactos negativos. En conclusión, el uso de fertilizantes basados en *frass* de insectos se perfila como una solución altamente eficiente y sostenible, capaz de optimizar la productividad agrícola y mejorar la salud del suelo en comparación con las prácticas de fertilización convencionales.

Palabras clave: compostaje comunitario, biorresiduos, economía circular, sostenibilidad, gestión descentralizada, participación ciudadana.

1. Introducción

El crecimiento poblacional acelerado ha intensificado la presión sobre los sistemas agroalimentarios, generando un aumento crítico en la demanda de alimentos y la producción de residuos orgánicos, cuya gestión ineficiente contribuye al cambio climático y al agotamiento de recursos naturales no renovables. Ante esta problemática, la transición hacia una economía circular se vuelve imperativa. Como señalan Kaza y col. (2018), esta realidad exige transformaciones radicales en nuestras formas de producción y consumo para garantizar la seguridad alimentaria y mitigar el impacto ambiental. En este escenario, la recuperación de nutrientes a partir de residuos biodegradables, mediante el desarrollo de fertilizantes orgánicos, emerge como una estrategia fundamental para mejorar la salud del suelo y optimizar la eficiencia de los recursos en los sistemas agrícolas modernos. Una de las alternativas más innovadoras para la valorización de subproductos orgánicos es la cría de insectos, como *Hermetia illucens o Tenebrio molitor*. Estos insectos transforman los desechos orgánicos en un subproducto denominado frass, caracterizado por su alto valor nutricional (NPK), una carga microbiana reducida y una riqueza significativa en materia orgánica. La aplicación de este material en formulaciones avanzadas, como los fertilizantes

pelletizados, permite una dosificación más precisa y una liberación controlada de nutrientes, lo cual es esencial para maximizar el rendimiento de cultivos exigentes. Este enfoque técnico no solo reduce la dependencia de fertilizantes químicos convencionales, sino que también aborda la necesidad de restaurar los niveles de carbono orgánico en suelos que, como en gran parte del sur de Europa, presentan una degradación preocupante de sus propiedades físico-químicas (Zdruli, 2004).

El estudio toma como base el cultivo de la col (*Brassica oleracea*), una especie de alta relevancia global y gran sensibilidad nutricional, para evaluar experimentalmente la eficacia de estos nuevos fertilizantes órgano-minerales enriquecidos con *frass* de *Hermetia illucens* y *Tenebrio molitor*. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes formulaciones órgano-minerales y dosis sobre la productividad y la calidad agronómica de la col (*Brassica oleracea var. capitata*), así como sobre la eficiencia en el uso de nutrientes y el impacto en las propiedades del suelo, en comparación con tratamientos tradicionales de fertilización inorgánica y un bioestabilizado en condiciones reales de campo.

2. Material y Métodos

El experimento se llevó a cabo mediante un diseño de bloques completos al azar para evaluar y comparar 8 tratamientos de fertilización en el cultivo de col (*Brassica oleracea var. capitata*): i) un control sin fertilizar, ii) un fertilizante inorgánico (NPK), iii) un compost comercial (CC) y dos formulaciones órgano-minerales pelletizadas (VHTI para agricultura convencional y VHTO para ecológica). Todos los tratamientos fueron aplicados a dosis de: a) 1000 kg ha^{-1} y b) ajustadas a 150 kg N ha^{-1}. Las formulaciones órgano-minerales, fabricadas mediante extrusión en CompoLab (EPSO-UMH), integraron una base común de vermicompost (25%) y *frass* de *Hermetia illucens* y *Tenebrio molitor* (12,5% cada uno), suplementadas con fuentes orgánicas o inorgánicas según el tratamiento. La caracterización fisicoquímica de los fertilizantes y los análisis de suelo (muestreado a 0-20 cm en siembra y cosecha) se realizaron siguiendo las metodologías de Paredes y col. (2015) y Bustamante y col. (2011) evaluando parámetros como pH, CE, carbono orgánico oxidable (Cox), formas de nitrógeno (NTK, $N\text{-}NH_4^-$ y $N\text{-}NO_3^+$) y micro y macronutrientes. Finalmente, se determinaron los componentes de rendimiento (peso y dimensiones de la col) y la concentración de nutrientes en biomasa vegetal mediante ICP-OES.

3. Resultados y Discusión

3.1 Rendimiento, calidad y composición nutricional del cultivo en condiciones de campo

Los tratamientos con dosis altas de fertilizantes minerales y órgano-minerales (VHTI150 y VHTO150) fueron los más efectivos, logrando los rendimientos más altos y los mayores pesos y diámetros de cabeza, superando tanto la fertilización tradicional (IN150) como la aplicación de compost (CC150). El tratamiento VHTI150 destacó especialmente, incrementando el rendimiento en un 102.9% respecto al control sin fertilizar. Aumentar la dosis de compost (CC300) parece obtener un efecto contraproducente, provocando una ligera reducción en la producción. En cuanto a la altura de las cabezas de col no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1: Rendimiento y caracterización de la col bajo condiciones de cultivo.

Tratamiento	Rendimiento (kg ha^{-1})	Peso col (kg)	Altura (cm)	Diámetro (cm)
C	30.045 a	1,1 a	10,1	16,2 ab
IN150	44.534 c	1,7 c	10,8	17,7 bcd
CC150	49.556 cd	1,9 cd	11,6	18,9 cde
CC300	28.267 a	1,1 a	11,3	15,4 a
VHTI70	43.556 bc	1,6 bc	11,1	17,7 bcd
VHTI150	60.978 e	2,3 e	12,1	19,6 de
VHTO55	32.889 ab	1,2 ab	11,2	16,8 abc
VHTO150	56.445 de	2,1 de	12,1	20,8 e
F-ANOVA	**10,5 *****	**10,5*****	**n.s.**	**5,24*****

En cuanto al contenido nutricional de la planta, se observó que las formulaciones organo-minerales pelletizadas (especialmente VHTO150, VHTO55 y VHTI150) fueron superiores al resto de tratamientos en cuanto al contenido de nitrógeno total en la planta, sin embargo, tanto el P como el COT se mantuvieron estables es todos los tratamientos. El tratamiento VHTO150 se presenta como la mejor opción para potenciar el valor nutricional del cultivo, situándose por encima de la fertilización tradicional (IN150) y el compost comercial (CC150 y CC300).

3.2 Evolución de los parámetros del suelo durante el experimento

El estudio demostró que tras la aplicación de los diferentes tratamientos las propiedades físico-químicas del suelo experimentaron cambios: el pH se estabilizó hacia el final del ensayo a pesar de una acidificación inicial en las dosis más altas, mientras que la CE disminuyó en todos los tratamientos fertilizados en comparación con el control. Aunque al inicio se observaron diferencias significativas en el Cox y el NT (con niveles más altos en los tratamientos VHTI150 y VHTO150), estas diferencias disminuyeron al finalizar el experimento, posiblemente debido a la absorción por parte de las plantas (Tabla 2). En cambio, los tratamientos como VHTI y el fertilizante tradicional (IN150) destacaron por mantener niveles superiores de P-disponible y N-NH_4^- hacia el final del ciclo, demostrando una mayor persistencia en la disponibilidad de nutrientes clave para el desarrollo del cultivo (Figura 1).

Tabla 2: Propiedades fisicoquímicas y químicas del suelo bajo diferentes tratamientos de fertilización al inicio (T0) y al final (TF) del experimento.

Tratamiento	pH		CE (µS cm^{-1})		Cox (%)		P-disponible (mg Kg^{-1})	
	T0	TF	T0	TF	T0	TF	T0	TF
C	8,20 c	8,38 ab	484	770 b	1,34 ab	1,55	138 a	161 ab
IN150	8,05 bc	8,37 ab	676	615 a	1,41 abc	1,63	188 bc	181 bc
CC150	8,16 bc	8,42 ab	565	684 ab	1,51 c	1,73	146 a	173 ab
CC300	8,12 bc	8,54 b	636	580 a	1,52 c	1,66	136 a	151 a
VHTI70	8,02 b	8,13 a	567	679 ab	1,32 a	1,59	211 c	202 bc
VHTI150	7,72 a	8,17 ab	498	690 ab	1,48 bc	1,74	294 d	243 c
VHTO55	8,11 bc	8,24 ab	611	720 ab	1,37 ab	1,66	162 ab	143 a
VHTO150	8,08 bc	8,21 ab	546	696 ab	1,29 a	1,66	142 a	162 ab
F-ANOVA	**15,53*****	**2,46***	**n.s.**	**3,33****	**9,05*****	**n.s.**	**77,8*****	**9,31*****

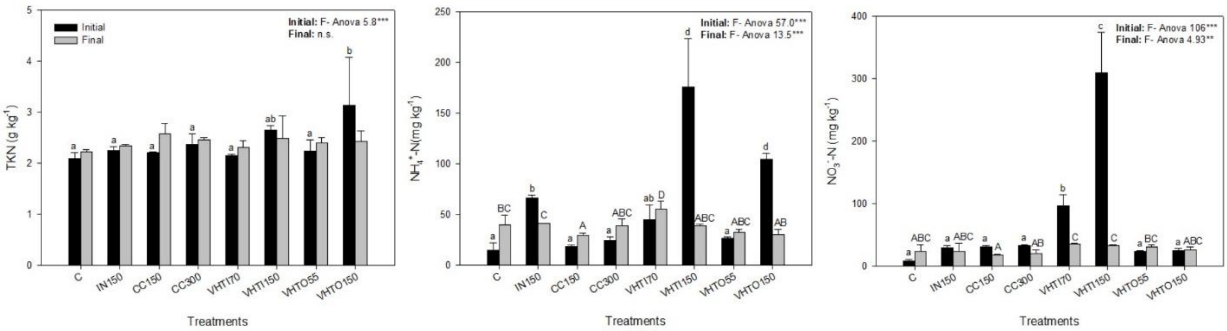


Figura 1: Formas de nitrógeno del suelo bajo diferentes tratamientos de fertilización al inicio (T0) y al final (TF) del experimento.

En resumen, el comportamiento tanto de las formas de macronutrientes disponibles como de las no disponibles en el suelo se vio influenciado por la naturaleza del fertilizante aplicado (orgánico, mineral u órgano-mineral), mostrando generalmente las formulaciones órgano-minerales pelletizadas características fisicoquímicas y nutricionales más favorables.

4. Conclusiones

El experimento demuestra que la utilización de fertilizantes órgano-minerales granulados, que incorporan frass de *Hermetia illucens* y *Tenebrio molitor*, constituye un enfoque eficaz para sustituir los fertilizantes convencionales en el contexto del cultivo de col bajo condiciones comerciales. La implementación de diversas estrategias de fertilización no afectó negativamente ni el rendimiento ni la calidad del cultivo. La aplicación de dosis elevadas de los tratamientos VHTI y VHTO resultó en aumentos sustanciales en el rendimiento y peso de la col en la cosecha, en comparación con el tratamiento de control. Además, estos tratamientos mostraron un desempeño superior en comparación con la fertilización inorgánica tradicional (IN150) y el compost, en ambas dosis (CC150 y CC300). La liberación progresiva de N y P provocó cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo y en la disponibilidad de nutrientes para el cultivo de col.

5. Bibliografía

Bustamante, M.A.; Said-Pullicino, D.; Agulló, E.; Andreu, J.; Paredes, C.; Moral, R. 2011. Application of winery and distillery waste composts to a Jumilla (SE Spain) vineyard: Effects on the characteristics of a calcareous sandy-loam soil. Agr. Ecosys. Environ. 2011, 140, 80–87.

Kaza, S.; Yao, L.; Bhada-Tata, P.; VanWoerden, F. 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050; Urban Development Series; World Bank: Washington, DC, USA, 2018.

Paredes, C., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Ángeles Bustamante, M., & Moreno-Caselles, J. (2015). Recycling of Two-Phase Olive-Mill Cake “Alperujo” by Co-composting with Animal Manures. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 46(sup1), 238–247. https://doi.org/10.1080/00103624.2014.989022

Zdruli, P. 2004. Organic Matter in the Soils in Southern Europe. https://www.researchgate.net/publication/255529002

VALORIZACIÓN DE SUBPRODUCTOS AGRÍCOLAS PARA UNA ALIMENTACIÓN ANIMAL MÁS EFICIENTE DENTRO DEL CONTEXTO DE BIOECONOMÍA CIRCULAR

Jordi Llimós Turet[1], Ana Belén Benítez Téllez[1]

[1]BETA Tech. Center. University of Vic - Central University of Catalonia (UVic-UCC), Carretera de Roda 70, 08500 Vic, Spain.
Correo electrónico: anabelen.benitez@uvic.cat

Resumen:
El objetivo de este estudio es la producción de enzimas lignocelulósicas mediante la tecnología de fermentación en estado sólido (FES) y su aplicación para la mejora de la alimentación animal. Durante este proceso, se valorizan subproductos agrícolas incentivando una agricultura más sostenible. El efecto de estas enzimas en el pienso animal lo hace más digestible, ya que son biomoléculas capaces de degradar matrices vegetales complejas, haciendo más biodisponible los nutrientes e incrementando los índices de conversión. La FES es una tecnología altamente competitiva gracias a su rentabilidad y bajo coste en comparación con las tecnologías de fermentación sumergida tradicionales, lo cual la hace bastante atractiva a nivel industrial. Para conseguir el objetivo principal del estudio, se ha realizado un barrido inicial probando diferentes mezclas de sustratos y tres cepas de microorganismos. Tras obtener las mejores combinaciones mezcla de sustratos/microorganismo, se realizó una optimización del proceso fermentativo a escala de laboratorio. Los parámetros estudiados fueron los siguientes: humedad, temperatura, cantidad de inóculo inicial y caudal de aire. También se realizó el escalado del proceso a bench-scale usando tanto reactores adiabáticos como no adiabáticos.

Palabras clave:
SSF, enzimas lignocelulósicas, xilanasas, β-glucanasas

1. Introducción

Las enzimas lignocelulósicas son producidas por hongos y bacterias para obtener energía y nutrientes mediante la degradación de la lignocelulosa. Su importancia biotecnológica ha aumentado debido a sus aplicaciones en la producción de biocombustibles, la biorremediación, la alimentación animal y la industria agrícola. El estudio y desarrollo de estas enzimas es fundamental para aprovechar el potencial de la biomasa lignocelulósica como fuente renovable y sostenible de energía y materiales (Aehle, 2007). Actualmente, alrededor de 40 empresas biotecnológicas producen enzimas a escala industrial, destacando Novozymes y DSM a nivel europeo y la americana Genzyme (Markets & Markets, 2021). Su producción puede realizarse mediante extracción de fuentes naturales, tecnología de ADN recombinante, inmovilización enzimática o síntesis de proteínas sin células.

Entre las enzimas lignocelulósicas destacan las β-glucosidasas, que hidrolizan oligosacáridos de cadena corta produciendo glucosa y celobiosa, y las xilanasas, hemicelulasas que degradan el xilano en xilosa, favoreciendo la ruptura de la hemicelulosa (Téllez y col., 2016). Tradicionalmente, la producción de estas enzimas se ha llevado a cabo mediante fermentación sumergida (FS), un proceso que presenta limitaciones como una elevada inversión inicial, un alto consumo de agua y energía, la generación de grandes cantidades de residuos y la necesidad de emplear materias primas relativamente puras (Cerda y col., 2017). Como alternativa, la fermentación en estado sólido (FES) ha despertado un creciente interés por su potencial para producir enzimas de forma más económica y sostenible (Cerda y col., 2017; Mejias y col., 2018; Llimós y col., 2022). En muchas aplicaciones, la FES constituye una alternativa viable a la FS (Ben Akacha y Gargouri, 2015) y se integra adecuadamente en el modelo de economía circular al favorecer la valorización de residuos y el aprovechamiento de recursos renovables (Abdul Manan y Webb, 2017).

Los procesos FES emplean principalmente biomasas lignocelulósicas procedentes de residuos agroindustriales, de la industria alimentaria y de la madera. Asimismo, la selección del microorganismo es un factor determinante para el rendimiento del proceso. Aunque existen

bacterias productoras de estas enzimas, la mayoría de los estudios se han centrado en hongos de los géneros *Trichoderma* y *Aspergillus* (Cerda y col., 2017).

El objetivo principal de este estudio es obtener enzimas lignocelulósicas aptas para su aplicación en la industria de la producción animal. Como objetivos específicos se encuentran detectar las mejores combinaciones de cepas y sustratos, determinar que parámetros pueden modificarse para mejorar el proceso a escala de laboratorio y su posterior escalado a bench-scale.

2. Material y Métodos

2.1. *Barrido inicial de cepas productoras y desempeño en sistemas FES*

2.1.1. *Sustratos y cepas*

Tras una búsqueda exhaustiva de cepas y sustratos, se diseñaron diferentes mezclas variando la proporción de sus componentes. Para ello se consideraron parámetros como el pH, la relación C/N, el grado de humedad y la capacidad de retención de agua. La composición de las mezclas se detalla en la tabla 1.

Tabla 1. Composición de cada mezcla. Se detalla la proporción de cada componente en % en peso seco.

Sustrato	Mezcla 1	Mezcla 2	Mezcla 3	Mezcla 4	Mezcla 5	Mezcla 6	Mezcla 7
Avena	0%	90%	0%	30%	15%	60%	15%
Trigo	90%	0%	0%	30%	60%	15%	15%
Cebada	0%	0%	90%	30%	15%	15%	60%
Bagazo de manzana	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%

Se seleccionaron trigo (principalmente para la producción de xilanasa), cebada (para β-glucanasa) y avena (para ambas enzimas), debido a sus características fisicoquímicas y a su elevado porcentaje de inclusión en piensos para animales monogástricos. Además, se incorporó bagazo de manzana como componente complementario para ajustar el ratio C/N, favoreciendo el desarrollo de la fermentación en estado sólido (FES).

Los microorganismos seleccionados fueron cepas descritas en la bibliografía como seguras y con actividad lignocelulósica. Para el cribado inicial se emplearon dos especies bacterianas del género *Bacillus* y una especie fúngica del género *Aspergillus*. El momento óptimo de inoculación de cada cepa se estableció a partir de sus curvas de crecimiento, estudiadas previamente.

2.1.2. *Caracterización inicial y seguimiento del proceso de fermentación*

Las fermentaciones del barrido inicial se realizaron en reactores de 500mL. Los reactores se componían de un Erlenmeyer con una red metálica para favorecer la aireación y un tapón que mantiene el sistema estanco. El sistema usado permite realizar respirometrías dinámicas y está compuesto por una entrada de aire, un humidificador que impide el secado de la muestra y al cual se conecta el reactor donde se producirá la FES. Tras este se acopla una trampa de agua para evitar que el aire humedecido llegue a los sensores de oxígeno. El paso final es la adquisición de datos a tiempo real mediante un software diseñado para tal fin.

El desempeño del proceso se determinó analizando la actividad de dos enzimas, xilanasas y β-glucanasas. Antes de la fermentación se determinaron los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), pH y la relación carbono/nitrógeno (C/N). Durante el proceso se monitorizaron la actividad enzimática, la evolución del pH, los ST y el consumo específico de oxígeno (OUR), registrado gracias al sistema de respirometría dinámica. La actividad enzimática se determinó siguiendo el método de Miller (Miller,1959), basado en el reactivo DNS (ácido dinitrosalicílico), que cuantifica los azúcares reductores liberados por la acción enzimática. Esta metodología se aplicó tanto en el barrido inicial como en la optimización a escala de laboratorio y en las pruebas *bench-scale*.

2.2. *Optimización del proceso a escala de laboratorio*

Para la optimización del proceso se ha realizado un DoE (Design of Experiments) usando el software Expert Design. Los parámetros estudiados fueron la temperatura (ºC), humedad (%), carga de inóculo (mL) y caudal de aire (mL/min). Este diseño se realizó siguiendo el modelo de Box-Behnken. Tras analizar la superficie de respuesta dada por la acción combinada de estos parámetros, se determinaron los valores más adecuados para aumentar la actividad enzimática. Estos fueron los valores usados a posteriori en el escalado a bench-scale.

2.3. *Escalado del proceso a bench-scale*

Se usaron reactores de 5L de capacidad por duplicado. Las pruebas se realizaron usando tanto reactores adiabáticos como no adiabáticos con el fin de ver los efectos de la pérdida de calor generado por el sistema. Esto resulta interesante al ser difícil de controlar la temperatura durante el proceso a mayor escala. Dentro de los reactores se incorporaron sensores de temperatura para su monitoreo. Los reactores se llenaron un 75% con la mezcla de sustratos inoculada previamente, se conectaron al respirómetro y se prosiguió con la caracterización inicial y seguimiento del proceso de la misma manera que se hizo a escala de laboratorio.

3. Resultados y Discusión

3.1. Barrido inicial

El seguimiento de parámetros como la relación C/N, el pH y el consumo de oxígeno permitió evaluar el desarrollo de la fermentación y su relación con la producción enzimática. La relación C/N se mantuvo entre 21 y 33, proporcionando condiciones adecuadas para el crecimiento del inóculo. Asimismo, la evolución del pH y el consumo de oxígeno reflejaron el crecimiento microbiano, observándose un aumento del pH en las fermentaciones bacterianas y una disminución en las realizadas con el hongo. La mayor actividad enzimática se obtuvo con el hongo utilizando la mezcla 1 como sustrato, seguida de una cepa del género *Bacillus* con la mezcla 7. Estas dos combinaciones fueron seleccionadas para la optimización y el escalado del proceso. La actividad xilanasa máxima alcanzó 303,93 UA/g a las 24 h en la cepa bacteriana y 449,01 UA/g a las 72 h en la cepa fúngica. (figura 2).

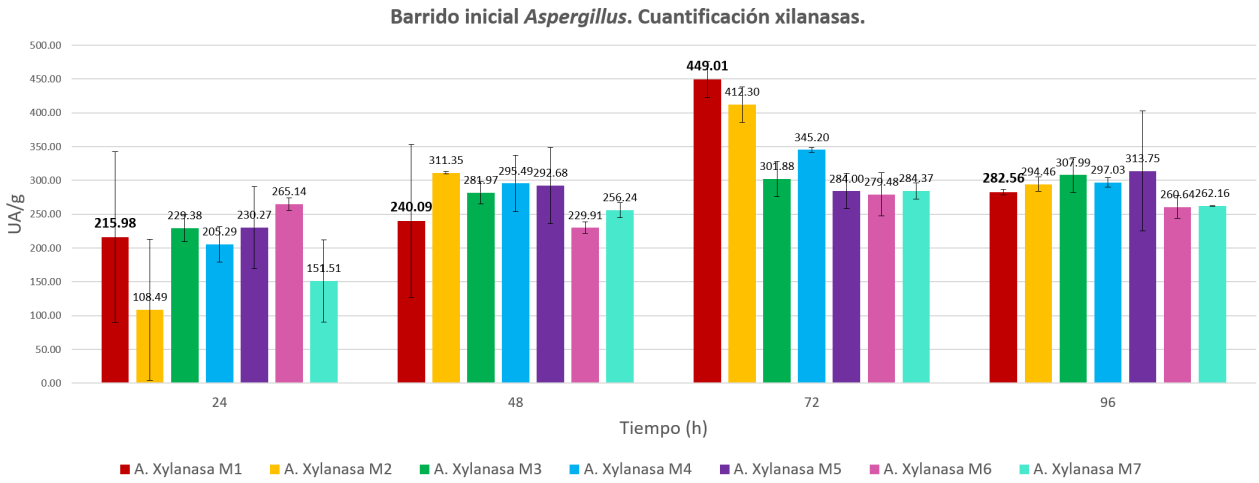


Figura 1. Gráfico donde se muestra la actividad xilanasa obtenida a lo largo del tiempo (h) durante la FES usando el hongo, con cada una de las 7 mezclas. También se detalla la máxima OUR obtenida.

3.2. Optimización de parámetros en la Fermentación en Estado Sólido

Tras realizar el DoE y las rondas de experimentos necesarias, se concluyó que la influencia de la cantidad de inóculo inicial en el proceso depende a su vez de la temperatura usada. Se comprueba que si se usa baja concentración el proceso funciona mejor a mayor temperatura y viceversa. Por otro lado, el caudal de aire y la humedad poseen cierta dependencia. Cuanto mayor es el caudal de aire mayor ha de ser el porcentaje de humedad para evitar el secado de la muestra, lo cual podría afectar al crecimiento del microorganismo y por tanto al rendimiento final del proceso de producción enzimática.

3.3. Escalado a bench-scale

El proceso funciona de forma similar en bench-scale usando reactores adiabáticos y a escala de laboratorio, aunque se alcanzan actividades mayores a escala de laboratorio (puede ser por el control de la temperatura óptima de crecimiento del inóculo). El uso de reactores adiabáticos del proceso fermentativo cuando la temperatura no puede ser controlada, ofrece mejores resultados. Se observó que a pesar de aumentar el peso de la mezcla no hubo una gran compactación del lecho y la fermentación se produjo sin contratiempos.

4. Conclusiones

Las mejores cepas resultaron ser una bacteria perteneciente al género *Bacillus* y un hongo del género *Aspergillus*, usando como sustrato la mezcla 7 y 1 respectivamente. Durante la optimización del proceso usando la bacteria se determinó que había cierta dependencia dos a dos de los parámetros estudiados (inóculo/temperatura y humedad/caudal de aire). El escalado a bench-scale fue satisfactorio y funciona mejor usando reactores adiabáticos, debido a que estos reactores mantienen temperatura.

5. Bibliografía

Aehle W., 2007. Enzymes in Industry: Production and Applications. Ed. Weinheim: Wiley-VCH, Chichester 489 pp.

Ben Akacha N., Gargouri M., 2015. Microbial and enzymatic technologies used for the production of natural aroma compounds: Synthesis, recovery modelling, and bioprocesses. Food Bioprod. Process. 94,675–706.

Cerda A., Mejías L., Gea T., Sánchez A., 2017. Cellulase and xylanase production at pilot scale by solid-state fermentation from coffee husk using specialized consortia: The consistency of the process and the microbial communities involved. Bioresource Technol. 243, 1059–1068

Llimós J., Martínez-Avila O., Martí E., Corchado C., Ponsá S., 2022. Brewer's spent grain biotransformation to produce lignocellulolytic enzymes and polyhydroxyalkanoates in a two-stage valorization scheme. Biomass conversion and Biorefinery 12(9), 3921-3932.

Markets & Markets 2021. Speciality Enzymes Market – Global Outlook & Forecast 2022-227. Report.

Mejias L., Cerda A., Barrena R., Gea T., Sanchez A. Microbial strategies for cellulase and xylanase production though solid-state fermentation of digestate from biowaste.

Miller G.L, 1959. Use of Dinitrosalicylic Acid Reagent for Determination of Reducing Sugar. Anal. Chem. 31, 426–428.

Téllez A., 2016. Enzimas lignocelulolíticas: Producción, uso y perspectivas. En: Panorama de la industria de celulosa y papel y materiales lignocelulósicos. Universidad Nacional de Misiones. 1ra edición.

6. Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto POLIZIME (CPP2022-009820), financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR. Los autores agradecen la colaboración de las empresas Fertinagro Biotech y Global Feed, socios del consorcio del proyecto.

CULTIVO DE MICROALGAS EN EFLUENTES PORCINOS PARA SU USO EN HIDROPONÍA

Laura Escudero-Campos[1], Francisco José San José[,2], María Pino Álvarez-Castellanos[2] Raúl Muñoz[3] Diego Prieto-Herráez[2], Berta Riaño[4]

[1]Universidad de Valladolid,47002 Valladolid, España/ Kerbest Agrosuit S.L Av. Juan Carlos I, 30 05004, Ávila, España.

[2]Facultad de Ciencias y Artes Universidad Católica de Ávila (UCAV), Calle Canteros s/n, 05005, Ávila, España.

[3]Ingeniería Química y Medioambiental, Universidad de Valladolid, 47002 Valladolid, España.

[4]Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL), Ctra. Burgos, km. 119, 47071 Valladolid, España.

Resumen: Las microalgas son una estrategia prometedora para depurar efluentes, reducir contaminantes y producir biomasa valiosa para su uso como fertilizante. En este estudio, se investigó la fitorremediación de efluentes porcinos en una granja de Ávila, pretratados en un reactor de nitrificación-desnitrificación, y la valoración de la biomasa microalgal para fertilizar forraje verde hidropónico (FVH), que produce biomasa nutritiva y digestible para animales, con ciclos cortos de recirculación en lugares con escasez hídrica. Se realizaron ensayos con FVH y microalgas cultivadas en purín porcino en concentraciones de 50%, 20% y 10%, comparadas con un fertilizante comercial. El cultivo de microalgas mostró los siguientes parámetros: pH 7,2, CE 6,36 ms/cm, COT 7,8 g/L, NKT 995 mg/L, N-NH_3 200 mg/L, N-NO_3- 173 mg/L, N-NO_2- 0,5 mg/L, P-PO_4 0,5 mg/L. Se usaron maíz, cebada, centeno y trigo en bandejas con 1 kg de semillas, fotoperiodo de 12 h, riego cada 6 h y 18 ± 2 °C. Los resultados mostraron un aumento de en torno al 20% en peso fresco, mejoras en proteína y digestibilidad, por menor contenido en fibra y lignina, indicando mejor calidad del forraje fertilizado con microalgas.

Palabras clave: microalgas, FVH, biofertilizante, forraje, purín porcino.

1. Introducción

La ganadería y la agricultura son pilares clave en economía y seguridad alimentaria global. Se complementan, ya que los residuos ganaderos, como el estiércol, se usan como nutrientes en los cultivos, formando un ciclo sostenible que beneficia a ambos. Sin embargo, la ganadería intensiva, especialmente la porcina, ha provocado desequilibrios, generando excretas en exceso que convierten los purines en un subproducto difícil de gestionar. Además, su adecuada gestión se ha convertido en un desafío social para las comunidades aledañas debido a las fuertes emisiones de olores.

En la Unión Europea (UE) la industria porcina genera alrededor de $1{,}8 \cdot 10^8$ t de estiércol y contribuye hasta el 11% ($6{,}0 \cdot 10^6$ t CO2e) de gases de efecto invernadero (GEI) del sector ganadero. La gestión y valorización de los purines es clave para aumentar beneficios, reducir impactos ambientales y mejorar la percepción pública, convirtiéndolos en recursos que generan energía y

nutrientes, además de fomentar empleo e innovación, en línea con el Plan de Acción para una Economía Circular 2015 (EEA, 2020).

España, principal productora y exportadora de carne de cerdo en Europa, enfrenta desafíos en la gestión de purines, por su impacto ambiental. Estos se almacenan en balsas para reducir volumen y facilitar el transporte, pero emiten gases como amoníaco y compuestos orgánicos volátiles, causando olores y contaminación. La alta concentración de nitrógeno (2-7 g/kg) en los purines afecta al aire, suelo y agua, subestimando su valor como recurso. La separación sólido-líquido permite gestionar fracciones por separado. La fracción líquida, sometida a nitrificación-desnitrificación, reduce nitrógeno (0,5-0,1 g/kg), turbidez y favorece el cultivo de microalgas.

La producción de microalgas en instalaciones controladas usando purines porcinos como nutrientes es efectiva para reducir su ecotoxicidad. Ciardi et al. (2022) demostraron que el purín puede ser la única fuente para producir *Scenedesmus almeriensis*. Resultados similares con *Chlorella vulgaris* mostraron una reducción del 74% en nitrógeno total, 78% en nitrógeno amoniacal y 87% en fósforo (Wen *et al*., 2017). Las microalgas son una opción ecológica y rentable en agricultura, mejorando la fisiología vegetal y las propiedades del suelo en dosis bajas (Kawalekar *et al.,* 2013). García-González et al. (2016) encontraron que *Acutodesmus dimorphus* favorece el crecimiento y floración del tomate. Rafaay et al. (2021) demostraron que Chlorella vulgaris, *Arthrospira platensis* y *Tetradesmus dimorphus* fomentan el crecimiento en *Phaseolus vulgaris*, destacando la bioestimulación de *C.vulgaris*. En hidroponía, las microalgas aumentan la eficiencia en sistemas de recirculación, optimizando el uso del agua en zonas con escasez. Este trabajo emplea microalgas cultivadas en purines tras un tratamiento de nitrificación-desnitrificación como biofertilizante en cultivos hidropónicos de forraje verde, permitiendo obtener biomasa continuamente todo el año con menos agua que los métodos tradicionales, reduciendo la dependencia del clima y del suelo, y garantizando el alimento para el ganado en épocas de sequía o escasez de pastos.

2. Material y Métodos

El ensayo tuvo lugar entre enero y marzo de 2024 en las instalaciones del Grupo Kerbest, ubicadas en El Oso (Ávila). Las condiciones de humedad y de temperatura fueron constantes con una temperatura media de 18 ± 2 °C, humedad relativa del 70% y fotoperiodo de 12h luz/ 12h oscuridad.

Se empleó un cultivo de microalgas de la especie *Chlorella sorokiniana* cultivada en reactores tipo carrusel de 3000 L a una concentración en peso seco de 2 g/L y alimentado con purines porcinos tratados previamente en un reactor de nitrificación-desnitrificación. La composición del cultivo de microalgas fue la siguiente: pH 7,2; CE 6,36 ms/cm; COT 7,8 g/L; NKT 995 mg/L; N-NH_3 200 mg/L; N-NO_3- 173 mg/L; N-NO_2- 0,5 mg/L; P-PO_4 0,5 mg/L.

Se establecieron cuatro tratamientos experimentales: tres con suspensiones de microalgas al 50% (T50), 20% (T20) y 10% (T10), y un control con fertilizante comercial. Para forraje verde hidropónico, se usaron semillas de maíz, cebada, centeno y trigo, desinfectadas con hipoclorito al 2%, germinadas en bandejas con drenaje, 1 kg por bandeja, en oscuridad durante 48 horas. Cada tratamiento-especie en bandejas independientes con 4 repeticiones y en el invernadero. El riego, cada 6 horas, fue por aspersión.

Una vez transcurridos 12 días de crecimiento de las semillas, éstas se recogieron y pesaron, y la biomasa se analizó mediante NIRS en los siguientes parámetros: proteína bruta, fibra neutra

detergente, fibra ácida detergente, grasa bruta y lignina, conforme a la normativa estándar ISO 12099:2017.

3. Resultados y Discusión

La producción de biomasa varió entre especies y tratamientos. En semillas de maíz, no hubo diferencias en crecimiento con microalgas y control, pero sí proliferó a las 72h un hongo filamentoso, germinación irregular y hojas sin color, por lo que se descartó esta semilla para el ensayo. En otras semillas, en general, el crecimiento fue mayor al control. La Tabla 1 muestra que el mayor rendimiento fue con centeno y T50, con 10,25 kg/m², un 21,4% más que el control. El menor fue en trigo, con 7,34 kg/m² en T20 y 7,67 kg/m² en control. En el análisis nutricional, todos los tratamientos con microalgas mostraron un incremento proteico del 20,6%, con 15% PB en control y 18,1% en T50, y disminuyó la lignina en un 15%, asociado con un crecimiento más rápido (Tabla 2).

Tabla 1. Crecimiento con los diferentes tratamientos a final del ensayo.

	Masa recolectada (kg/m²)			
Especie	Control	T10	T20	T50
Trigo	7,6	7,8	7,3	8,5
Cebada	7,2	8,2	8,7	9,5
Centeno	8,4	8,6	9,3	10,2

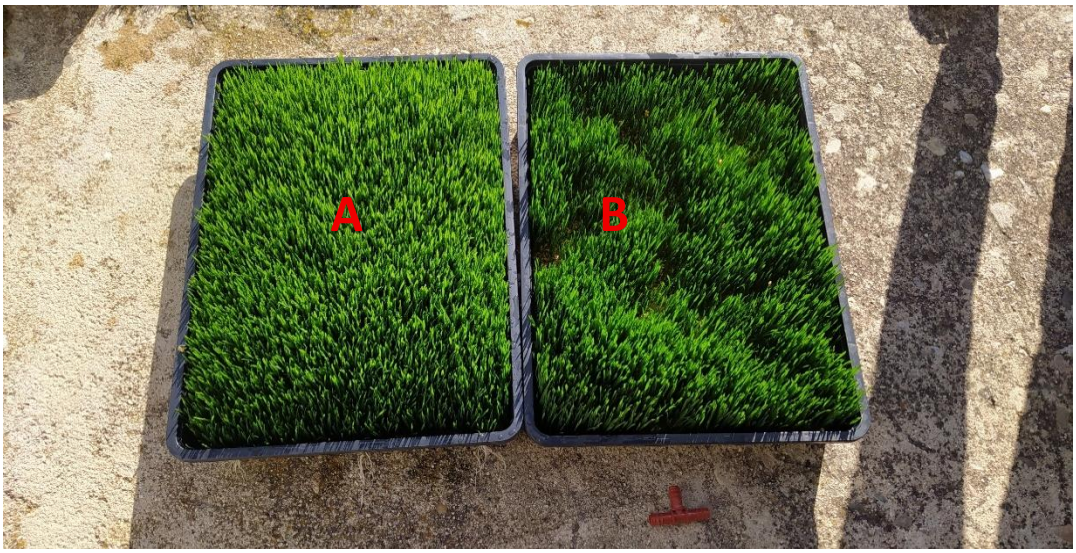


Figura 1. A. Crecimiento de centeno con T50. **B**. Crecimiento de centeno con control.

Tabla 2. Análisis nutricional de diferentes tratamientos.

Parámetro (%)	T50 T	T20 T	T10 T	CRTL T	T50 CB	T20 CB	T10 CB	CRTL CB	T50 CT	T20 CT	T10 CT	CRTL CT
PB	18,2	16,3	15,0	14,0	17,6	15,8	14,5	13,5	18,1	17,0	16,0	16,7
FND	39,0	40,5	41,2	42,0	44,5	46,0	47,0	48,0	42,5	44,1	45,0	44,6
FAD	21,8	22,8	23,5	24,0	24,0	25,0	26,2	27,0	22,8	23,5	24,3	24,0
Grasa	2,5	2,4	2,2	2,2	2,7	2,6	2,5	2,4	2,2	2,1	2,0	2,0
Lignina	3,4	3,4	3,3	4,0	3,6	3,4	3,4	4,1	3,4	3,4	3,5	3,5

*T (trigo), CB (cebada), CT (centeno), CTRL (control) PB (proteína bruta), FND (Fibra Neutra Detergente), FAD (Fibra Ácido Detergente).

4. Conclusiones

En este trabajo queda demostrada la efectividad de un biofertilizante a base de microalgas para la producción de FVH, incluso a pequeñas dosis, respecto al control usando un fertilizante comercial. El análisis nutricional de forraje con los diferentes tratamientos indica su viabilidad en dietas de herbívoros. Serían necesarios estudios para determinar la digestibilidad y palatabilidad de estos forrajes en animales.

5. Bibliografía

Ciardi, M., Gómez-Serrano, C., Lafarga, T. 2022. *Reduction in water consumption during the production of microalgae using diluted pig slurry in thin -layer cascade photobioreactors. J Appl Phycol 34*, 2905–2916.

García-González, J., & Sommerfeld, M. 2016. *Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga Acutodesmus dimorphus. J Appl Phycol*. 2016;28:1051-1061.

European Commission. 2015. C*losing the loop: An EU action plan for the Circular Economy (COM (2015) 614 final)*. Publications Office of the European Union. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614.

Rafay, R. 2018. *Growth characterization and biomass quantification strategies of the marine microalgae Nannochloropsis gaditana and Tetraselmis chuii* (Doctoral dissertation, Khalifa University of Science).

Wen, Y., He, Y., Ji, X., Li, S., Chen, L., Zhou, Y., Wang, M., & Chen, B. 2017. *Isolation of an indigenous Chlorella vulgaris from swine wastewater and characterization of its nutrient removal ability in undiluted sewage. Bioresource Technology, 243*, 247–253.

Kawalekar, J. S. 2013. *Role of biofertilizers and biopesticides for sustainable agriculture*. *Journal of Bio Innovation, 2*(3), 73–78.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al GRUPO KERBEST la disponibilidad de sus instalaciones para la realización de este ensayo. Este trabajo ha sido cofinanciado por el Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León a través de la convocatoria 2023 de Atracción de Talento. Proyecto CIRCULARFARM EXP 7/2023-ATI. NOS IMPULSA, JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN.

EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO: RESULTADOS DEL PROYECTO NEOCOMP

Cristina Álvarez-Alonso[1], Mª Dolores Pérez-Murcia[1], Natalia Manrique[1], Ignacio Irigoien[2], Marga López[3], Isabel Nogués[4], Silvia Sánchez-Méndez[1], Fco. Javier Andreu[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], José Antonio Sáez[1], Concepción Paredes[1], Aurelia Pérez-Espinosa[1], Enrique Agulló[1], Luciano Orden[1], Raúl Moral[1], Mª Ángeles Bustamante[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, 03312, Orihuela, Alicante.
[2]Dpto. de Agronomía, Biotecnología y Alimentación UPNA- Universidad Pública de Navarra, 31006, Pamplona, Navarra.
[3]Dpto. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia (DEAB), Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Barcelona.
[4]Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo, Italy.

Correo electrónico: marian.bustamante@umh.es

Resumen: El principal objetivo del proyecto NEOCOMP ("*Nuevos modelos de compostaje en economía circular: garantía de calidad, inocuidad y prevención de contaminación en compostaje colectivo, agrocompostaje y urbano descentralizado*", PID2020-113228RB-I00) era el estudio y control de los modelos emergentes de gestión mediante compostaje descentralizado de residuos orgánicos urbanos y agrícola-ganaderos, para verificar el adecuado desarrollo del proceso de compostaje en estos nuevos entornos y la calidad de los compost obtenidos, identificando posibles riesgos sanitarios y/o medioambientales, así como su potencial valor añadido para una producción agrícola sostenible. Para ello, se estudiaron diferentes escenarios de compostaje descentralizado a nivel de seguimiento de proceso y de caracterización de materias primas y muestras de proceso. Este trabajo se centra en los resultados obtenidos respecto a las principales características de los compost finales de cada escenario y en su evaluación mediante una serie de indicadores que permitan establecer sus efectos a nivel agronómico y medioambiental. Los resultados obtenidos y los indicadores propuestos han permitido verificar la calidad agronómica, de madurez y estabilidad de los compost de estos modelos, con niveles por debajo de umbrales de riesgo de los compuestos orgánicos emergentes estudiados, así como niveles de patógenos y elementos potencialmente tóxicos inferiores a los límites establecidos en la normativa nacional y europea, lo que garantiza la inocuidad sanitaria y medioambiental en los compost de todos los modelos considerados.

Palabras clave: compostaje comunitario, agrocompostaje, compostaje urbano descentralizado, FORS, riesgos medioambientales.

1. Introducción

Los modelos descentralizados de compostaje para la gestión de los residuos orgánicos, especialmente de los flujos de origen urbano y agroindustrial, son modelos emergentes vinculados

al marco de la economía circular y a una nueva gestión adaptada a las condiciones locales. Sin embargo, una de las principales necesidades de este tipo de modelos debido a su falta de estandarización, es la evaluación de la calidad del compost obtenido, que permita garantizar su valor agronómico y la ausencia de riesgos para la salud humana y el medio ambiente que pudieran limitar su uso (Álvarez-Alonso y col., 2024). El proyecto NEOCOMP (PID2020-113228RB-I00) planteaba la verificación de los requisitos convencionales en estos nuevos entornos, así como la propuesta de nuevos indicadores para asegurar la calidad del compost final, identificando los posibles riesgos tanto a nivel biológico como químico, garantizando así tanto su uso seguro para una producción agrícola sostenible, como su potencial valor añadido en la mejora de los suelos en el marco de la economía circular y la mitigación del cambio climático.

2. Material y Métodos

En el proyecto NEOCOMP se estudiaron los siguientes escenarios de compostaje para cada modelo en diferentes localizaciones de la Comunidad Valenciana, Navarra y Cataluña, durante varios ciclos de proceso: a) Compostaje comunitario, con 9 islas de compostaje y 4 ciclos de proceso; b) Compostaje urbano descentralizado, con 3 plantas de compostaje y 3 ciclos de proceso; c) Agrocompostaje, en dos escalas: c.1) compostaje a pequeña escala, con 5 pilotos de compostaje, estudiando 3 ciclos de proceso; c.2) compostaje a escala media, con 4 pilotos de compostaje, estudiando 4 ciclos de proceso en cada piloto. La metodología empleada para la determinación de los parámetros considerados en la caracterización agronómica y de indicadores de riesgo químico y sanitario está descrita en trabajos previos (Álvarez-Alonso y col., 2024, 2025; Narciso y col., 2024). Con los resultados obtenidos se planteó la integración de esta gran cantidad de datos mediante la propuesta de indicadores de evaluación de riesgo o beneficio que permitiera un estudio comparativo de los diferentes escenarios de compostaje y de los efectos de esos compost a nivel agronómico y medioambiental. Los indicadores propuestos para evaluar la calidad de estos materiales fueron los siguientes: a) BIOND: indicadores de la calidad biológica (fitotoxicidad, auto-calentamiento, índice respirométrico, capacidad supresora frente a fitopatógenos) y b) RISKIND: indicadores de riesgos potenciales para la salud humana y el medio ambiente (elementos potencialmente tóxicos, contaminantes orgánicos emergentes, patógenos). Para cada indicador se seleccionaron una serie de parámetros (o variación de parámetros), para los que se establecieron valores umbral o diana basados en datos bibliográficos o de la normativa nacional y/o europea. Según estos valores, cada parámetro en los compost de los modelos descentralizados se puntuó, en función de los valores alcanzados y los rangos especificados, como 0 (no verificaban el umbral) y de 1 a 3 (superaban el umbral en orden creciente de magnitud). Una vez puntuado cada parámetro, se obtuvieron los valores de los indicadores para cada modelo de compostaje descentralizado mediante el sumatorio de las puntuaciones obtenidas para cada parámetro, considerado en el indicador correspondiente.

3. Resultados y Discusión

3.1 Principales características de los compost de los diferentes escenarios descentralizados

La caracterización agronómica y de madurez de los compost de los modelos descentralizados estudiados ha mostrado que, en general, presentan un pH ligeramente básico, salinidad media (más alta en los compost del modelo agrocompostaje), alto contenido en materia orgánica y en nutrientes, especialmente de N y P en los compost del modelo comunitario y urbano descentralizado, y en los compost de origen ganadero del modelo agrocompostaje, así como un óptimo grado de madurez, con valores adecuados de la relación C/N (<20) y valores altos de la capacidad de cambio catiónico (> 67 meq/100 g materia orgánica) entre otros parámetros estudiados, sin observar diferencias

importantes entre los diferentes modelos de compostaje. Respecto a las propiedades de valor añadido, los resultados obtenidos han mostrado diferencias entre los modelos de compostaje descentralizado estudiados, principalmente respecto al C recalcitrante o más estable y a la capacidad supresora in vitro frente a los fitopatógenos estudiados (*Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* and *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis)*, mostrando, en general, los compost del modelo agrocompostaje un mayor contenido de C recalcitrante, así como una mayor capacidad supresora frente a los fitopatógenos estudiados, que los compost de los modelos comunitario y urbano descentralizado.

3.2 Indicadores propuestos para evaluar el potencial riesgo o beneficio de los compost de los escenarios descentralizados

Los compost obtenidos mostraron una adecuada calidad biológica según el indicador propuesto BIOIND, con unas puntuaciones próximas a la puntuación máxima en todos los modelos de acuerdo a los valores establecidos en la normativa española y europea y en la bibliografía (Bernal y col., 2009) (Tabla 1).

Respecto al indicador propuesto para evaluar el potencial riesgo sanitario y/o medioambiental (RISKIND), en general, todos los compost obtenidos en los diferentes modelos de compostaje mostraron concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos estudiados muy por debajo de los niveles límite establecidos en la legislación española y europea, sólo mostrando valores puntualmente y ligeramente más altos los compost del modelo agrocompostaje con presencia de estiércoles, pero manteniéndose también estos valores por debajo de los valores límite comentados (Tabla 1). Por otra parte, los compost finales de todos los modelos mostraron niveles por debajo de los límites de detección de los compuestos orgánicos emergentes estudiados, con concentraciones también por debajo de los umbrales de riesgo considerados en la bibliografía (0,01-0,1 mg/kg para antibióticos y > 1 mg/kg como nivel relevante para ibuprofeno), así como también verificaron los requisitos respecto al contenido en patógenos establecidos por las normativas española y europea (ausencia de *Salmonella* spp., < 1000 NMP/g de *E. coli*.) y con niveles muy bajos niveles del resto de grupo microbianos estudiados.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el proyecto NEOCOMP han permitido verificar la calidad de los compost procedentes de los escenarios descentralizados estudiados, ya que mostraron adecuadas características agronómicas y de estabilidad y madurez, niveles por debajo de umbrales de riesgo de los compuestos orgánicos emergentes estudiados, así como niveles de patógenos y elementos potencialmente tóxicos inferiores a los límites establecidos en la normativa nacional y europea, lo que garantiza la inocuidad sanitaria y medioambiental en los compost de todos los modelos considerados.

5. Bibliografía

Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., Sánchez-Arizmendiarrieta, J., Plana, R., López, M., Nogués, I., Bustamante, M. Á. (2025). Integrated Biowaste Management by Composting at a University Campus: Process Monitoring and Quality Assessment. Appl. Sci., 15(6), 2910.

Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Sánchez-Méndez, S., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., López, M., Nogués, I., Paredes, C., Orden, L., García-Rández, A., Bustamante, M. Á. (2024). Municipal Solid Waste Management in a Decentralized Composting Scenario: Assessment of the Process Reproducibility and Quality of the Obtained Composts. Agronomy, 14(1), 54.

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(22), 5444–5453.

Narciso, A., Grenni, P., Spataro, F., De Carolis, C., Rauseo, J., Patrolecco, L., Garbini, G. L., Rolando, L., Iannelli, M. A., Bustamante, M. A., Alvarez-Alonso, C., Barra Caracciolo, A. (2024). Effects of sulfamethoxazole and copper on the natural microbial community from a fertilized soil. Appl. Microbiol. Biotechnol., 108(1), 516.

6. Agradecimientos

Esta investigación ha sido realizada en el marco del proyecto de investigación NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00), financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033, y apoyada por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Generalitat Valenciana con los contratos predoctorales FPU21/01207 y CIGRIS/2023/053 a la primera y tercera autoras del trabajo, respectivamente. Los autores también agradecen al Consorcio de Residuos V5-COR, a JoseneaBio S.L.U. y a las plantas de compostaje del Pallar Jussà y Pallars Sobirà por su participación y colaboración en este estudio.

Tabla 1. Indicadores propuestos para la evaluación resumida a nivel de calidad biológica (BIOIND) y potencial riesgo medioambiental y/o sanitario (RISKIND).

		Puntuación/Rango de valores[1]				Puntuaciones de los diferentes modelos		
Indicador	**Parámetro (Unidades)**	**0**	**1**	**2**	**3**	**CC**	**DC**	**AC**
BIOIND	Fitotoxicidad (% IG)	< 50	50-80	80-100	>100	2	2	2
	Autocalentamiento [a]	I-II	III	IV	V	3	3	3
	Índice respirométrico (mg O_2/g)	>28	28-15	15-7	<7	3	3	3
	Capacidad supresora (%) [b]	0	10-50%	>70%	70-100%	2	2	3
Valor Total BIOIND (máx 12)						***10***	***10***	***11***
RISKIND	Metales: Pb (mg/kg)	>120	90-120	45-90	<45	3	3	3
	Metales: Zn (mg/kg)	>800	800-400	400-200	<200	3	2	1
	Metales: Cu (mg/kg)	>300	300-150	150-70	<70	3	2	1
	Metales: Cd (mg/kg)	>1,5	1,5-1	1-0,7	<0,7	3	3	3
	Metales: Cr (mg/kg)	>300	300-250	250-70	<70	3	3	3
	Metales: Ni (mg/kg)	>50	50-30	30-25	<25	3	3	2
	Metales: As (mg/kg)	>40	-	-	<40	3	3	3
	Azitromicina (mg/kg)	>0,1	-	-	<0,01	3	3	3
	Eritromicina (mg/kg)	>0,1	-	-	<0,01	3	3	3
	Ibuprofeno (mg/kg)	>1	-	-	<1	3	3	3
	Compuestos orgánicos emergentes [c]	>LMR	75%LMR	50%-75%LMR	<50%LMR	3	3	3
	Salmonella	Presencia	-	-	Ausencia	3	3	3
	E. coli (NMP/g)	$>10^3$	-	-	$<10^3$	3	3	3
	Listeria monocytogenes	Presencia	-	-	Ausencia	2	2	3
	Faecal streptococcus (UFC/g)	$>10^3$	-	-	$<10^3$	3	3	3
	Clostridium perfringens (UFC/g)	$>10^3$	-	-	$<10^3$	3	3	3
Valor Total RISKIND (máx 48)						***47***	***45***	***43***

[1] Rangos de valores obtenidos a partir de umbrales establecidos en la bibliografía o la normativa (Reglamento UE 2019/1009 y RD 506/2013) para cada indicador. En metales se calcula el promedio de la puntuación obtenida para cada uno de ellos. [a]Estabilidad: Inestable (I-II); Semi-estable (III); Estable (IV); Muy estable (V). [b] *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* y f. sp. *melonis*; [c] 112 herbicidas, 94 insecticidas, 87 fungicidas, 17 acaricidas, 9 reguladores del crecimiento, 1 rodenticida. LMR: Límite máximo de residuos (Reglamento (CE) n° 396/2005). CC: compost del modelo comunitario; CD: compost del modelo urbano descentralizado; CA: compost del modelo agrocompostaje.

INFLUENCIA DE FUENTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO SOBRE LA PRODUCCIÓN DE LECHUGA Y VARIABLES DEL SUELO EN DISTINTOS ESCENARIOS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS

Lucía Valverde Vozmediano[1], M. Ángeles Bustamante[1], Encarnación Martínez-Sabater[1], Enrique Agulló[1], Silvia Sánchez-Méndez[1], Luciano Orden[1], Cristina Álvarez-Alonso[1], José A. Sáez-Tovar[1], F. Javier Andreu[1], M. Dolores Pérez-Murcia[1], Raúl Moral[1]

[1]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.
Correo electrónico: e.martinezs@umh.es

Resumen: Este estudio evalúa la viabilidad de fertilizantes órgano-minerales basados en compost y fuentes de fósforo (P) recuperadas de residuos orgánicos, como lodos de depuración, harina de hueso y estruvita. El objetivo es ofrecer alternativas sostenibles ante la escasez de recursos naturales y el deterioro del suelo causado por los fertilizantes químicos tradicionales. La investigación comparó estas fuentes alternativas con fertilizantes minerales convencionales (MAP, TSP y roca fosfórica) en cultivos de lechuga bajo dos condiciones de pH (6,5 y 8,5) y con la inoculación de bacterias solubilizadoras de fósforo (PSB). Los fertilizantes basados en estruvita, lodos y harina de hueso mostraron un rendimiento y disponibilidad de P similares a los fertilizantes sintéticos de alta solubilidad. El pH del suelo influyó significativamente en el rendimiento y la calidad vegetal, mientras que el uso de los microorganismos PSB no presentó efectos consistentes. Los resultados confirman que el uso de estas fuentes recuperadas permite mantener la producción de lechuga reduciendo la dependencia de los fertilizantes de síntesis química y optimizando la gestión de residuos orgánicos, por lo que el uso de estos fertilizantes órgano-minerales derivados de residuos constituye una estrategia viable que supone un impulso de la economía circular en la agricultura.

Palabras clave: economía circular, fertilizantes órgano-minerales, estruvita, lodos de depuración.

1. Introducción

El fósforo es un nutriente esencial cuya dependencia de la roca fosfórica tradicional plantea riesgos de agotamiento a corto plazo y problemas ambientales como la eutrofización. En suelos calcáreos mediterráneos, su baja disponibilidad se agrava por la precipitación, lo que exige transitar hacia una economía circular mediante la recuperación de fósforo a partir de residuos orgánicos y el uso de bacterias solubilizadoras (PSB). Ante este escenario, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de fertilizantes órgano-minerales derivados de residuos sobre las propiedades del suelo, el rendimiento y la calidad de la lechuga, en comparación con fuentes minerales tradicionales. Asimismo, se analizó la influencia de factores abióticos, como el pH del suelo, y bióticos, mediante la inoculación con PSB, en la biodisponibilidad de este nutriente y el comportamiento del sistema suelo-planta.

2. Material y Métodos

Se evaluaron diferentes fertilizantes órgano-minerales formulados con un compost base de residuos agroalimentarios y ganaderos (almazara, hoja de olivo y estiércol avícola, 3:2:1 v/v; fase termófila de 70 días a 50-60 °C) combinados con diversas fuentes de fósforo (P) aplicadas a dosis

normalizadas de 80 kg P ha^{-1} y 150 kg N ha^{-1} (completado con urea). Las fuentes de P de origen orgánico incluyeron harina de hueso (CBM), estruvita comercial (CSTR) y P recuperado de lodos de depuradora mediante bioacidificación (CSS1, CSS2, CSS3), comparándose con fuentes minerales (CMAP, CTS, CPR), el compost base (C) y un control sin fertilizar (B). Las principales características de estos materiales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de las fuentes de fósforo utilizadas.

		Fuentes de fósforo procedentes de residuos					*Fuentes minerales de fósforo*		
	C	**BM**	**STR**	**SS1**	**SS2**	**SS3**	**RP**	**MAP**	**TSP**
C total (%)	41.9	15.1	0.14	19.4	19.0	10.4	0.48	0.031	-
N total (%)	2.71	3.00	5.70	0.44	1.19	2.54	0.04	12.1	<0.01
P (%)	0.73	2.1	14.2	5.75	4.69	7.18	2.0	2.3	20.1
K (%)	2.60	0.05	0.06	0.381	0.074	0.057	0.11	0.001	<0.01

C: compost; BM: harina de hueso; STR: estruvita comercial; SS1, SS2 y SS3: fósforo recuperado de lodos de depuración; RP: roca fosfórica; MAP: fosfato monoamónico; TSP: superfosfato triple.

Se realizó un ensayo en macetas (1500 g de suelo) con lechuga (*Lactuca sativa* var. *baby leaf*) durante dos ciclos sucesivos (48 y 60 días) bajo condiciones controladas (21 °C, 60% HR, fotoperiodo de 12 h y riego al 60% CC) y un diseño aleatorio con seis repeticiones. El suelo utilizado fue un suelo calcáreo Xerofluvent (pH 8,5; carbono orgánico 0,50%; N total 595 mg kg^{-1}; P disponible 60,3 mg kg^{-1}) de la EPS-Orihuela. Se evaluaron dos factores: uno abiótico, modificando el pH del suelo (pH original 8,5 frente a pH 6,5 ajustado con $FeSO_4$); y otro biótico, mediante la inoculación en el suelo (10^7 UFC g^{-1}) una semana tras la siembra de dos bacterias solubilizadoras de fosfato (PSB): *Bacillus aerophilus* (BM161) y *Pseudomonas putida* (BIO175). Entre ciclos, el suelo se procesó libre de raíces y se secó al aire según Mira-Urios y col. (2025). El compost y las fuentes de P se analizaron según Valverde-Vozmediano y col. (2025). Tras cada cosecha, se determinó el rendimiento en fresco de la parte aérea; las muestras se lavaron, secaron (60 °C, 48 h) y molieron a 0,5 mm para los análisis químicos según la metodología de Valverde-Vozmediano y col. (2025). Los datos se analizaron en InfoStat/R mediante un modelo lineal mixto generalizado ($p < 0,05$), considerando los fertilizantes y fechas como factores fijos y la parcela como factor aleatorio, seguido de una prueba de Tukey ($p < 0,05$).

3. Resultados y Discusión

Los diferentes tratamientos mostraron una influencia significativa en el rendimiento de la lechuga, especialmente en el primer ciclo de cultivo (Figura 1).

Los mayores rendimientos de lechuga se observaron con los tratamientos con las fuentes de P derivadas de residuos STR, SS1, SS2 y SS3 y los fertilizantes órgano-minerales con las fuentes inorgánicas de P TSP y MAP, posiblemente debido a una mayor presencia en estos materiales de nutrientes disponibles para el cultivo (Soudek et al., 2024). Por otra parte, el efecto del tipo de tratamiento sobre las propiedades del suelo se muestra en la Tabla 2.

Asimismo, los efectos del pH del suelo y de la inoculación de PSB en las propiedades del suelo son mostrados en la Tabla 3.

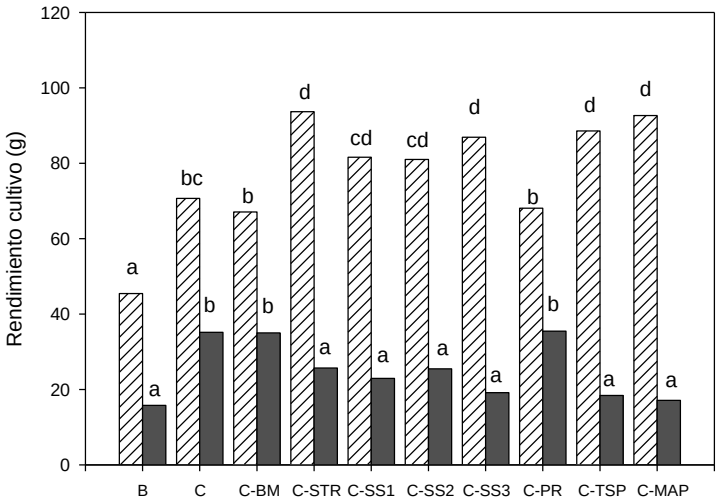


Figura 1. Valores medios del rendimiento de la lechuga (g) para los dos ciclos de cultivo. Los valores medios con letras diferentes dentro de un mismo ciclo de cultivo indican diferencias estadísticas entre los tratamientos según la prueba de Tukey (p > 0,05).

Tabla 2. Efecto del tipo de tratamiento en los parámetros físico-químicos y químicos del suelo en cada ciclo de cultivo.

	Primer ciclo				*Segundo ciclo*			
Tratamiento	pH	CE (dS/m)	Pd (mg/kg)	MO (%)	pH	CE (dS/m)	Pd (mg/kg)	MO (%)
B	8.26	1.36	132 a	0.78 a	8.27	1.12	127 bcde	1.07 ef
C	8.09	1.38	131 a	0.95 bc	8.17	1.29	131 cde	0.83 bc
C-MAP	8.04	1.34	230 c	0.99 c	8.20	1.12	191 g	0.77 b
C-TSP	8.16	1.33	223 bc	0.98 c	8.19	1.22	171 fg	0.89 cd
C-RP	8.22	1.36	139 a	0.98 c	8.22	1.16	105 b	0.85 bc
C-BM	8.00	1.36	136 a	1.18 d	8.29	1.21	67 a	0.98 de
C-STR	8.11	1.33	214 bc	0.86 ab	8.15	1.16	121 bcd	0.24 a
C-SS1	7.92	1.35	205 bc	0.84 a	8.23	1.05	112 bc	0.32 a
C-SS2	8.25	1.34	195 b	0.78 a	8.22	1.28	142 de	1.18 f
C-SS3	7.97	1.33	203 bc	0.81 a	8.25	1.08	150 ef	0.77 b
ANOVA	*ns*	*ns*	***	***	ns	ns	***	***

CE: conductividad eléctrica; Pd: P disponible; MO: materia orgánica. B: control, C: compost. Los valores con letras diferentes indican diferencias estadísticas (prueba de Tukey). n.s.: no significativo, p > 0,05; *, **, ***: significativo con p < 0,05, 0,01 y 0,001, respectivamente.

Se observó un efecto significativo del tipo de tratamiento y del pH del suelo sobre la materia orgánica (MO) y el P disponible en los dos ciclos de cultivo. En general, los tratamientos C-MAP y C-TSP indujeron las concentraciones más altas de P disponible en el suelo.

4. Conclusiones

Los fertilizantes órgano-minerales alternativos basados en compost y fuentes de fósforo (P) recuperadas de residuos orgánicos (lodos de depuración, harina de hueso y estruvita), mostraron efectos comparables a las fuentes inorgánicas tradicionales en el cultivo de lechuga respecto al

rendimiento y calidad del cultivo, así como un efecto positivo en el suelo, lo que demuestra la vialidad de estos materiales como sustitutos a la fertilización mineral convencional en el sector agrícola en el marco de la economía circular.

Tabla 3. Efecto del pH del suelo e inoculación de PSB en los parámetros físico-químicos y químicos del suelo en cada ciclo de cultivo.

	Primer ciclo				*Segundo ciclo*			
	pH	CE (dS/m)	Pd (mg/kg)	MO (%)	pH	CE (dS/m)	Pd (mg/kg)	MO (%)
pH suelo								
6.5	7.67 a	2.33 b	142 a	0.90	7.87 a	2.04 b	107 a	0.70 a
8.5	8.51 b	0.36 a	227 b	0.95	8.56 b	0.31 a	157 b	0.85 b
ANOVA	***	***	***	*ns*	***	***	***	**
Inoculación								
Sin PSB	8.06	1.34	180	0.89	8.20	1.20	138	0.77
PSBa	8.11	1.35	195	0.96	8.21	1.14	127	0.78
PSBb	8.10	1.35	179	0.92	8.23	1.17	131	0.76
ANOVA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

CE: conductividad eléctrica; Pex: P disponible; MO: materia orgánica. B: control, C: compost. PSBa: *Bacillus aerophilus*; PSBb: *Pseudomonas putida*. Los valores con letras diferentes indican diferencias estadísticas (prueba de Tukey). n.s.: no significativo, $p > 0,05$; *, **, ***: significativo con $p < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.

5. Bibliografía

Mira-Urios, M., Sáez-Tovar, J.A., Andreu-Rodríguez, F.J., Sánchez-Méndez, S., Orden, L. Valverde-Vozmediano, L., Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., 2025. Agronomic assessment of olive mill wastewater sludge derived composts on *Lactuca sativa* and *Zea mays*: fertilizing efficiency and potential toxic effect on seed germination and seedling growth. *Agronomy*. 15, 2391.

Soudek, P., Langhansová, L., Dvoˇráková, M., Revutska, A., Petrová, S., Hirnerová, A., Boucek, J., Trakal, L., Hošek, P., Soukupová, M. (2024). The impact of the application of compochar on soil moisture, stress, yield and nutritional properties of legumes under drought stress. Sci. Total Environ. 914, 166914

Valverde-Vozmediano, L., Sánchez-Méndez, S., Orden, L., Mira-Urios, M. A., Andreu, F. J., Sáez, J. A., Martínez-Sabater, E., Bustamante, M. Á., Martín-Pozuelo, J., Moral, R., 2025. Looking for new P fertilizers: comparative study of mineral-, organomineral- and organic-based fertilizers for lettuce (*Lactuca sativa L.*). *Agronomy*, 15(7), 1661.

6. Agradecimientos

Investigación financiada por el proyecto FERTILAB (PLEC2022-009252), subvencionado por el MCIN/AEI/10.13039/501100011033 de España y la Unión Europea («NextGenerationEU»/PRTR). Los autores agradecen al grupo BIO-175 (Universidad de Almería) por facilitar los microorganismos PSB.

EVALUACIÓN DEL SUSTRATO AGOTADO DE CHAMPIÑON PELETIZADO COMO BIOFERTILIZANTE PARA EL CULTIVO DE LECHUGA EN MACETAS

Ana Carolina Sateles Oliveira[1], Lucas da Silva Alves[2], Luciano Orden[3], Adriano Taffarel Camargo de Paula[2], Asser Botelho Santana[2], Raul Moral Herrero[3], Diego Cunha Zied[1]

[1]Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias y Tecnológicas – UNESP, Rodovia Comandante João Ribeiro de Barros, km 651, Dracena, Brasil.

[2]Programa de Posgrado en Microbiología Agropecuaria, Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias – UNESP, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n,Jaboticabal, Brasil.

[3]Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Carretera de Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante 03312, España.

Resumen: Estimaciones indican que por cada 1 kg de hongos comestibles cosechados se generan entre 4 y 6 kg de sustrato agotado. Este residuo puede representar un impacto ambiental; sin embargo, una gestión adecuada permite su valorización para la fertilización de cultivos. El presente estudio evaluó el crecimiento de lechuga (*Lactuca sativa* var. americana) bajo diferentes formas de fertilización utilizando sustrato agotado de champiñón. El experimento se realizó en invernadero utilizando macetas de 1500 cm³, empleando un suelo de textura arcillosa (Latossolo Vermelho eutroférrico) recolectado a 0-20 cm de un área agrícola del Campus Dracena (San Pablo, Brasil). Se establecieron cuatro tratamientos: control (sin fertilización), fertilización mineral (NPK 4-14-8), sustrato agotado pelletizado (SMS) y una combinación de sustrato agotado con fertilizante mineral pelletizado (SMS+NPK). Todos los tratamientos con fertilización fueron ajustados a una dosis de 120 kg ha^{-1} de N, con 12 repeticiones (n = 48). Se realizaron muestreos no destructivos cada 20 días, midiendo parámetros biométricos de crecimiento (altura de planta, número de hojas, diámetro de tallo, índice de clorofila e índice de cobertura vegetación. Los resultados evidenciaron que, aunque la fertilización NPK presentó valores superiores en parámetros biométricos, no presentó diferencias significativas en el rendimiento (g biomasa $maceta^{-1}$) respecto al tratamiento SMS+NPK. Por su parte, el tratamiento SMS+NPK mostró el mayor rendimiento al momento de la cosecha de materia fresca y seca, así como en la supervivencia de las plantas, lo que sugiere una liberación de nutrientes más gradual y eficiente. Se concluye que el uso de sustrato agotado en formulación SMS+NPK, representa una estrategia prometedora para la producción hortícola sostenible y la gestión eficiente de residuos agroindustriales.

Palabras clave: residuos de hongos comestibles, pelletizado, fertilización, horticultura.

1. Introducción

La producción mundial de hongos comestibles ha experimentado un crecimiento sostenido generado grandes volúmenes de residuos agroindustriales, especialmente el sustrato agotado de champiñón (SMS), del cual se producen entre 4 y 6 kg por cada kilogramo de hongo cosechado (Zied et al., 2021). El SMS representa actualmente una importante fuente de biomasa orgánica para la economía circular y la agricultura regenerativa (Pintarič et al., 2024).

En este contexto, la transformación de residuos orgánicos en fertilizantes sostenibles ha recibido creciente atención debido a la volatilidad del mercado internacional de fertilizantes que ha incrementado la necesidad de desarrollar alternativas locales, económicamente viables y ambientalmente seguras para la nutrición vegetal (Araújo et al., 2026).En este escenario, la peletización se destaca como una tecnología estratégica: mejora la estabilidad física, transporte,

almacenamiento y aplicación agrícola. Además, cuando combinados compost con fertilizantes minerales, se optimiza la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Sánchez-Méndez et al., 2025).

Dado que la lechuga (*Lactuca sativa* var. americana) es una hortaliza global de rápida respuesta nutricional, representa un modelo adecuado para evaluar nuevos fertilizantes. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto sobre el crecimiento y desarrollo del cultivo de lechuga utilizando sustrato agotado de champiñón en formulaciones peletizadas y mezclas con fertilizantes minerales. Asimismo, se buscó determinar el potencial del SMS como materia prima para la producción de fertilizantes orgánicos y orgánico-minerales que promuevan una horticultura más sostenible, económica y ambientalmente eficiente.

2. Materiales y Métodos

Un experimento en macetas con lechuga (*Lactuca sativa* L. var. americana) fue realizado entre octubre y diciembre de 2025 bajo cubierta en la Universidad Estadual de San Pablo (Dracena, Brasil). El ensayo fue realizado utilizando macetas de 1500 cm^3, con 1000 g de suelo (Latossolo Vermelho eutroférrico) recolectado a una profundidad de 0-20 cm de un área bajo manejo agrícola del Campo Experimental de la UNESP (21.29° S, 51.52° W). El suelo presentaba condiciones previamente corregidas de acidez adecuadas para el cultivo hortícola.

El diseño experimental consistió en cuatro estrategias de fertilización distribuidas en un diseño completamente al azar con 12 repeticiones por tratamiento (n = 48): 1) Control (sin fertilización), 2) fertilización mineral NPK (4-14-8), 3) sustrato agotado de champiñón peletizado (SMS) y 4) sustrato agotado peletizado combinado con fertilización mineral (SMS+NPK). Todos los tratamientos fertilizados fueron ajustados a una dosis equivalente de 120 kg ha^{-1} de N. Los fertilizantes peletizados fueron producidos en CompoLab (EPSO-UMH, España) mediante un proceso de densificación física, en el cual el sustrato agotado fue secado, triturado y posteriormente comprimido mecánicamente para formar pellets (5 mm Ø) mediante una máquina de baja escala (4 HP).

Al momento del trasplante, los tratamientos fueron incorporados en la capa superior del suelo de cada maceta. Las plántulas de lechuga fueron trasplantadas en estadio de 3-4 hojas completamente expandidas. La irrigación fue realizada diariamente utilizando agua desionizada, manteniendo la humedad del suelo próxima al 70% de la capacidad de campo durante todo el período experimental. Las evaluaciones biométricas fueron realizadas a los 40 días después del trasplante (DAT). Los análisis no destructivos incluyeron altura de planta, número de hojas, diámetro de tallo, índice de clorofila utilizando un medidor portátil CFL (ClorofiLOG Falker®) e índice de cobertura vegetal obtenido mediante smartphone con la aplicación Canopeo®.

Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software R (v 4.3.1). Inicialmente, se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Posteriormente, las variables biométricas y productivas fueron sometidas a análisis de varianza (ANOVA), y las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). El análisis canónico se llevó a cabo con datos previamente estandarizados, para integrar las respuestas biométricas y productivas de las plantas de lechuga. Finalmente, para la interpretación gráfica, se generaron vectores canónicos y elipses de confianza al 95% utilizando el paquete *ggplot2*.

3. Resultados y Discusión

El tratamiento Pellet SMS+NPK promovió los mayores valores de biomasa aérea y de la raíz, evidenciando un efecto positivo de la asociación entre fertilización mineral y SMS peletizado sobre el desarrollo inicial de las plantas. Estos resultados sugieren que el uso del NPK favoreció una respuesta fisiológica más rápida, mientras que el SMS pudo contribuir gradualmente a la disponibilidad de nutrientes y a mejoras en las propiedades físicas y biológicas del sustrato, favoreciendo el crecimiento vegetal, tal como ha sido reportado en estudios previos sobre enmiendas orgánicas y fertilización inorgánica (Pintarič et al., 2024). Estos resultados refuerzan el efecto positivo de la interacción entre fertilización mineral y SMS peletizado sobre el crecimiento y acumulación de biomasa en las plantas reportado en literatura (Gentile et al., 2008).

Tabla 1. Biomasa del cultivo de lechuga al momento de la cosecha.

Tratamientos	**Biomasa aérea (g MF)** *40 DAT*	**Biomasa raíz (g MF)** *40 DAT*	**Biomasa aérea (g MS)** *40 DAT*	**Biomasa raíz (g MS)** *40 DAT*
Control	1.64 b	1.25 b	0.13 b	0.12 b
NPK	2.21 b	0.95 b	0.24 b	0.06 b
SMS	6.53 b	3.31 ab	0.53 b	0.25 b
SMS+NPK	20.31 a	6.81 a	1.46 a	0.59 a
p-valor	***0.000***	***0.001***	***0.000***	***0.003***

MF: materia fresca; MS: materia seca. Valores medios seguidos con letras distintas indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p<0,05$).

El análisis de variables canónicas (Fig.1B) mostró una clara separación entre los tratamientos, evidenciando distintos patrones de respuesta en el desarrollo de las plantas. Las dos primeras variables canónicas explicaron el 93.9% de la variación total de los datos, siendo la variable canónica 1 responsable del 61.7% y la canónica 2 del 32.2% de la variabilidad observada. El tratamiento SMS+NPK se asoció principalmente con las variables cobertura vegetal, altura y número de hojas, confirmando su efecto positivo sobre el crecimiento inicial y el desempeño fisiológico (Zied et al., 2021). Por otro lado, el tratamiento con SMS presentó mayor relación con variables de biomasa fresca, mientras que el NPK se asoció más estrechamente con los valores de CFL y diámetro.

4. Conclusiones

La combinación entre Pellet SMS y fertilización mineral (NPK) promovió los mejores resultados en el crecimiento y acumulación de biomasa de las plantas de lechuga. Además, el análisis multivariado confirmó una respuesta diferenciada y más eficiente del tratamiento integrado, evidenciando el potencial del SMS pelletizado como estrategia complementaria para la fertilización y manejo sostenible en la producción hortícola.

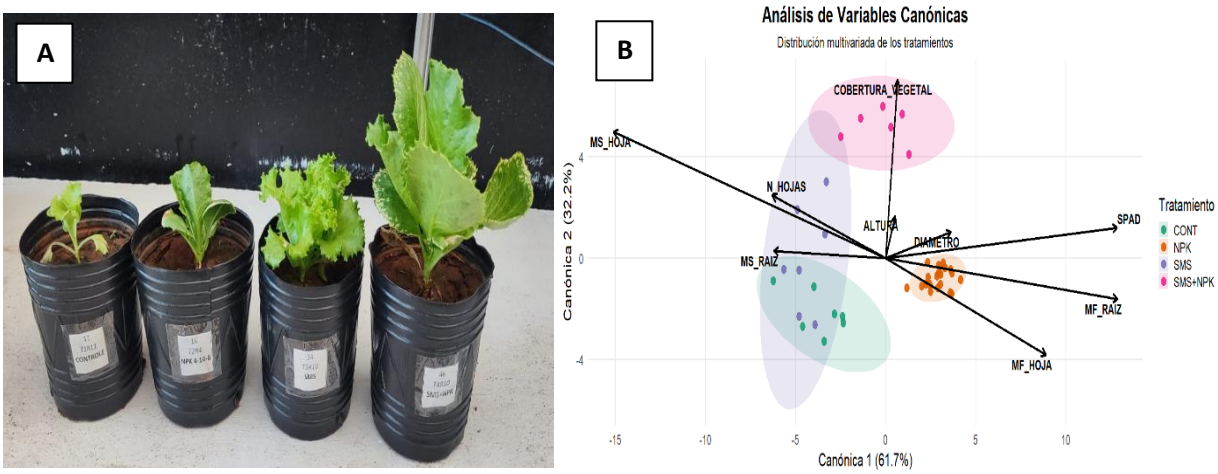


Figura 1. A) Plantas de lechuga según los tratamientos evaluados al momento de la cosecha, en el siguiente orden (de izquierda a derecha): Control, NPK, SMS y SMS+NPK. B) Análisis multivariado canónico de las variables evaluadas a los 40 DAT.

5. Bibliografía

Araújo A.J.C., dos Reis B.S., Pauletto D., dos Santos C.A.A., da Silva Alves H., Ximenes L.C., Vieira T.A., 2026. Waste valorization strategies: converting lignocellulosic biomass residues into organic fertilizers. *Circ. Econ. Sustain*. 6(3), 1-29.

Gentile R., Vanlauwe B., Chivenge P., Six J., 2008. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations. *Soil Biol. Biochem*. 40(9), 2375-2384.

Pintarič M., Štuhec A., Tratnik E., Langerholc T., 2024. Spent mushroom substrate improves microbial quantities and enzymatic activity in soils of different farming systems. *Microorganisms* 12, 1521.

Sánchez-Méndez S., Orden L., Franco-Luesma S., Andreu-Rodríguez F.J., Mira-Urios M.A., Sáez-Tovar J.A., Martínez-Sabater E., Bustamante M.A., Álvaro-Fuentes J., Marks E.A.N., Moral R., 2025. Agronomic and environmental assessment of a new fertilization strategy using pelleted organo-mineral fertilizers for wheat production in mediterranean agricultural soils. *Sci. Rep*. 15, 36866.

Zied D.C., de Abreu C.G., Alves L.D.S., Prado E.P., Pardo-Gimenez A., de Melo P.C., Dias E.S., 2021. Influence of the production environment on the cultivation of lettuce and arugula with spent mushroom substrate. *J. Environ. Manag.* 281, 111799.

6. Agradecimientos

El presente trabajo fue realizado con el apoyo de la Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil - Proceso n° 2024/01185-9 y n° 2021/09034-1.

DEL RESIDUO AVÍCOLA AL FERTILIZANTE COMERCIAL: RESULTADOS PRELIMINARES DEL ANÁLISIS TÉCNICO Y ECONÓMICO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

Mario Gómez Murcia[1], Agustín Lasserrot Cuadrado[2], Eulogio J. Bedmar Gómez[2], Samir Sayadi Gmada[3], Emilio Martín Expósito[3], María del Carmen García García[3], Germán Tortosa Muñoz[1]

[1]Estación Experimental del Zaidín (EEZ-CSIC).

[2]Fundación Andaluza de Biotecnología (FABT).

[3]Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA).

Correo electrónico: german.tortosa@eez.csic.es

Resumen: El presente trabajo tiene como objetivo desarrollar un proceso optimizado de compostaje de residuos de granjas de pollos para la obtención de un fertilizante orgánico con potencial interés comercial, así como evaluar su viabilidad agronómica y económica. Para ello, se realizó la caracterización agroquímica de diferentes tipos de pollinaza, determinando parámetros como carbono, nitrógeno, relación C/N, macro y micronutrientes, metales pesados y patógenos. El proceso de compostaje se llevó a cabo mediante la mezcla de los residuos con materiales estructurantes (paja y biocarbón procedente de subproductos del olivar), con el fin de mejorar la dinámica del proceso y el contenido final de nutrientes. Durante el compostaje se controlaron variables operativas clave como la temperatura, humedad y aireación, entre otros. Los compost obtenidos fueron evaluados en términos de calidad, estabilidad, madurez y adecuación a la normativa vigente en fertilizantes. Los resultados preliminares indican el potencial para obtener un fertilizante orgánico estable, higienizado y con un perfil nutricional adecuado para su uso agrícola, contribuyendo a la valorización de residuos avícolas y al desarrollo de soluciones sostenibles en el marco de la bioeconomía circular.

Palabras clave: biocarbón, nitrógeno, pollinaza, residuos biomásicos.

1. Introducción

Los residuos avícolas generados en Andalucía constituyen una importante fuente de materia orgánica susceptible de valorización. Con una producción estimada de 194.000 toneladas anuales, su gestión representa tanto un reto ambiental como una oportunidad para la bioeconomía circular. El compostaje permite transformar estos residuos en enmiendas y fertilizantes orgánicos de elevado valor agronómico mediante procesos de degradación biológica aerobia, obteniéndose materiales estabilizados ricos en materia orgánica y nutrientes (Tortosa y col. 2012). Además de reducir la fitotoxicidad y mejorar las condiciones sanitarias de los residuos, los compost obtenidos pueden emplearse directamente en agricultura o utilizarse como materia prima para la producción de fertilizantes orgánicos y órgano-minerales (Tortosa y col., 2012; Torres-Ginés y col. 2026). En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el compostaje como estrategia de reciclaje de nutrientes y valorización sostenible de residuos avícolas.

2. Material y Métodos

2.1 Caracterización agroquímica de los residuos orgánicos

Previamente al compostaje, se caracterizaron dos residuos orgánicos procedentes de granjas avícolas empleados en el estudio: pollinaza con cama de serrín (PS) y pollinaza con cama de arroz (PA). Como materiales complementarios, se utilizaron paja de cereal como estructurante y biocarbón de pulpa de aceituna (Carboliva S.L.) como aditivo para mejorar el proceso. Para evaluar sus propiedades y aptitud para el compostaje, se determinaron los parámetros descritos por Tortosa

y col. (2012) y Torres-Ginés y col. (2026): humedad, pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico total, nitrógeno total, relación C/N, macro y microelementos, metales pesados y otros elementos traza. Asimismo, se analizó la presencia de *Salmonella* spp. y *Escherichia coli* conforme a los requisitos establecidos en el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes.

2.2 Compostaje a escala piloto y seguimiento del proceso

A partir de los resultados de caracterización inicial (Tabla 1), se formularon cuatro mezclas de compostaje según los siguientes tratamientos (Figura 1): PS: pollinaza PS (80 %) + paja (20 %); PS+B: pollinaza PS (80 %) + paja (20 %) + biocarbón (5 %); PA: pollinaza PA (80 %) + paja (20 %); PA+B: pollinaza PA (80 %) + paja (20 %) + biocarbón (5 %). Las mezclas se dispusieron en pilas trompocónicas de aproximadamente 20 t, con dimensiones cercanas a 4 m de diámetro y 1,5 m de altura (Figura 1). El compostaje se llevó a cabo mediante el sistema abierto de pilas volteadas descrito por Tortosa y col. (2012) y Torres-Ginés y col. (2026). La temperatura se monitorizó periódicamente mediante una sonda portátil y los volteos mecánicos se realizaron en función de la evolución térmica y de las necesidades de aireación, evitando temperaturas superiores a 65 °C y concentraciones de oxígeno inferiores al 10 % (v/v).

3. Resultados y Discusión

El proceso de compostaje mostró una evolución adecuada, alcanzando y manteniendo temperaturas propias de la fase termófila durante aproximadamente cuatro meses (Figura 2). Este comportamiento confirmó una elevada actividad microbiológica y una eficaz degradación de la materia orgánica, favoreciendo la higienización de los materiales y la estabilización progresiva del compost. La duración de la fase termófila fue adecuada para este tipo de residuos orgánicos, lo que refleja la elevada biodegradabilidad de las mezclas empleadas y la correcta gestión de las condiciones de aireación. La humedad presentó una evolución relativamente estable durante el inicio del proceso, reduciéndose con el tiempo, lo que pudo propiciar ciertas limitaciones asociadas a la desecación de los materiales. Asimismo, el contenido de nitrógeno total permaneció elevado durante todo el proceso, con valores cercanos al 3 % durante todo el proceso. Este resultado evidencia una importante conservación de nutrientes y pone de manifiesto el interés agronómico del producto obtenido como fuente de materia orgánica y nitrógeno para uso agrícola.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos, aunque preliminares, apuntan a la viabilidad del compostaje de residuos avícolas para la producción de un fertilizante orgánico estabilizado, higienizado y con un elevado valor agronómico. Asimismo, este proceso contribuye al reciclaje de nutrientes y a la valorización sostenible de residuos orgánicos, en consonancia con los principios de la economía circular.

5. Bibliografía

Tortosa G. y col. 2012. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). *Journal of Cleaner Production*, 26, 48-55.

Torres-Ginés y col. 2026. Technical and economic feasibility of composting recalcitrant olive oil industry wastes for the production of organic amendments and bio-based fertilisers. *Journal of Environmental Management*, 401,128752.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al contrato de Apoyo Tecnológico “Elaboración de un biofertilizante de interés comercial mediante compostaje de residuos orgánicos de granjas de pollos: desarrollo del proceso y

evaluación económica del contenido nutricional" vigente entre la EEZ-CSIC y FABT (20253330), así como el convenio entre IFAPA y FABT "Bioeconomia circular y aprovechamiento la biomasa para mejorar la competitividad y sostenibilidad de las explotaciones agroganaderas" (código PP.TRA23.TRA2023.017). Los autores agradecen a Carboliva SL por proporcionar el biocarbón y a Avelino Góngora y Manuel Morante por su asistencia en el estudio y en la provisión de los materiales para el compostaje.

Figura 1. Aspecto de las pilas de compostaje estudiadas en este trabajo

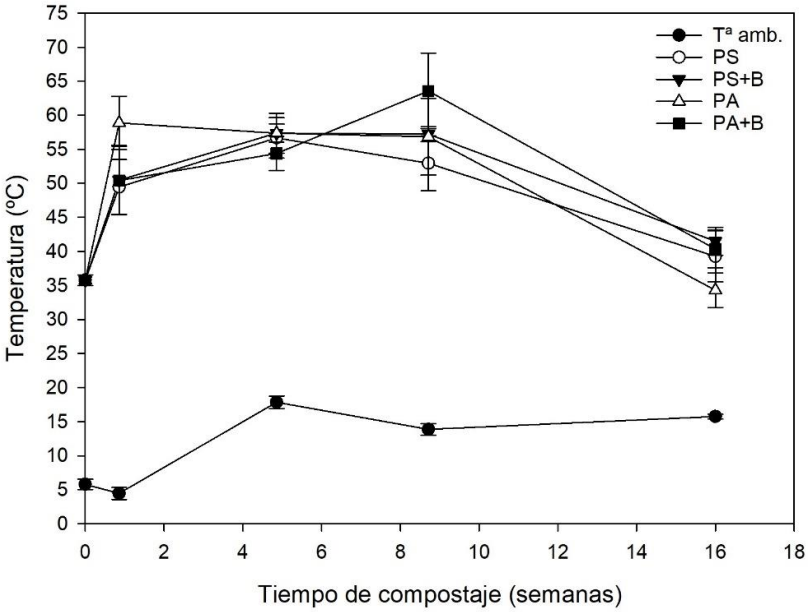


Figura 2. Evolución de la temperatura de las cuatro pilas de compostaje (PS, PS+B, PA y PA+B) estudiadas. Pollinaza con cama de serrín (PS), pollinaza con cama de arroz (PA) y biocarbón (B)

Tabla 1. Caracterización analítica de los materiales usados en el compostaje. PS (pollinaza con cama de serrín), PA (pollinaza con cama de cascarilla de arroz).

***Parámetros*[1]**	**PS**	**PA**	**Paja**	**Biocarbón**
Humedad (%)	29,0 ± 0,8	42,2 ± 0,6	39,9 ± 1,4	30,6 ± 0,1
pH[2]	6,31 ± 0,01	5,34 ± 0,02	7,46 ± 0,04	10,30 ± 0,01
Conductividad eléctrica[2] (dS m^{-1})	10,31 ± 0,37	10,07 ± 0,24	1,04 ± 0,01	12,10 ± 0,41
Materia orgánica (%)	70,60 ± 1,34	68,18 ± 0,84	73,44 ± 0,24	95,42 ± 7,76
Carbono total (%)	45,60 ± 0,99	44,85 ± 0,35	48,95 ± 1,13	68,90 ± 2,33
Carbono orgánico total (%)	40,95 ± 0,78	39,55 ± 0,49	42,60 ± 0,14	55,35 ± 4,50
Nitrógeno total (%)	4,32 ± 0,05	4,79 ± 0,10	0,41 ± 0,14	1,68 ± 0,05
Relación C_{OT}/N_T	9,47 ± 0,06	8,25 ± 0,06	109,32 ± 36,55	32,90 ± 7,59
Fósforo (g kg^{-1})	7,96 ± 0,28	6,80 ± 0,10	0,56 ± 0,04	2,31 ± 0,17
P_2O_5 (g kg^{-1})	1826 ± 64	1560 ± 23	128 ± 9	530 ± 39
Potasio (g kg^{-1})	27,28 ± 0,73	23,12 ± 0,08	8,48 ± 0,15	33,68 ± 2,19
K_2O (g kg^{-1})	3287 ± 88	2786 ± 10	1022 ± 18	4058 ± 264
Calcio (g kg^{-1})	13,65 ± 1,03	14,58 ± 1,62	3,17 ± 0,13	7,51 ± 0,61
Magnesio (g kg^{-1})	6,09 ± 0,21	4,86 ± 0,00	0,80 ± 0,03	2,23 ± 0,19
Sodio (g kg^{-1})	4,25 ± 0,13	3,46 ± 0,01	0,15 ± 0,09	0,28 ± 0,02
Azufre (g kg^{-1})	4,65 ± 0,12	4,28 ± 0,03	0,78 ± 0 03	0,49 ± 0,04
Hierro (g kg^{-1})	0,91 ± 0,00	0,40 ± 0,01	0,33 ± 0,01	0,94 ± 0,16
Cobre (mg kg^{-1})	44 ± 1	41 ± 0	3 ± 0	23 ± 2
Manganeso (mg kg^{-1})	339 ± 13	302 ± 3	42 ± 2	29 ± 4
Zinc (mg kg^{-1})	271 ± 7	230 ± 3	7 ± 0	21 ± 2
Molibdemo (mg kg^{-1})	6 ± 0	7 ± 0	2 ± 0	1 ± 0
Boro (mg kg^{-1})	40 ± 1	36 ± 0	3 ± 0	59 ± 5
Mercurio (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Plomo (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Cromo (mg kg^{-1})	9 ± 1	8 ± 1	27 ± 0	11 ± 1
Níquel (mg kg^{-1})	5 ± 0	4 ± 0	14 ± 0	7 ± 1
Cadmio (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Arsénico (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Aluminio (mg kg^{-1})	628 ± 84	240 ± 24	399 ± 16	1572 ± 147
Cobalto (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Bario (mg kg^{-1})	25 ± 1	23 ± 1	17 ± 0	12 ± 1
Litio (mg kg^{-1})	1 ± 0	1 ± 0	0 ± 0	2 ± 0
Selenio (mg kg^{-1})	nd	nd	nd	nd
Vanadio (mg kg^{-1})	3 ± 0	2 ± 0	1 ± 0	2 ± 0
Silicio (mg kg^{-1})	1212 ± 46	1573 ± 45	1436 ± 206	1965 ± 136
Estroncio (mg kg^{-1})	21 ± 3	18 ± 0	4 ± 0	49 ± 3
Titanio (mg kg^{-1})	20 ± 1	9 ± 0	14 ± 1	42 ± 4
Salmonella spp.	Ausencia en 25g	Ausencia en 25g	Ausencia en 25g	Ausencia en 25g
E. coli (NMP g^{-1})	<3	<3	<3	<3

[1]Datos expresados sobre materia seca, [2]extracto acuoso 1:10. nd: no detectado

COMPOSTAJE DE SUBPRODUCTOS VITIVINÍCOLAS DEL MARCO DE JEREZ COMO HERRAMIENTA DE REGENERACIÓN DE SUELOS DE VIÑEDO EN UN CONTEXTO DE ECONOMÍA CIRCULAR

Joaquina M. García-Martín[1], José L. García-Morales[2], Francesca Guzzo[3], Ana M. Simonet Morales[3], Ramón Casimiro-Soriguer Camacho[1], Luis A. Fdez-Güelfo[2], Raúl Ochoa-Hueso[1]

[1]Departamento de Biología, Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria (IVAGRO), Universidad de Cádiz (UCA), Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario (ceiA3), 11510 Puerto Real, Cádiz, España. [2]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, IVAGRO, UCA, ceiA3, 11510 Puerto Real, Cádiz, España.[3]Departamento de Química Orgánica, Facultad de Ciencias, Instituto de Biomoléculas (INBIO), UCA, ceiA3, 11510 Puerto Real, Cádiz, España

Resumen: El sector vitivinícola del Marco de Jerez genera volúmenes considerables de subproductos orgánicos, tales como madera de poda, orujos y lías, cuya gestión supone un reto ambiental, pero también una oportunidad para impulsar la economía circular. El proyecto REGENBIOVIN ha desarrollado una estrategia integral de valorización de estos residuos, mediante compostaje a escala piloto, para regenerar el suelo de los viñedos del Marco, en los que predomina la variedad Palomino Fino (*Vitis vinifera* L.). El proceso empleó un sistema tipo *windrow* (pilas volteadas) compuesto por 1.300 kg de orujos de vinificación, 1.100 kg de estiércol equino como fuente de inóculo y nitrógeno, y 550 kg de sarmientos triturados como material estructurante. Se realizó un seguimiento sistemático de parámetros fisicoquímicos (temperatura, humedad (H), pH, conductividad eléctrica (CE), relación C/N, etc.) con volteos periódicos y correcciones hídricas. Mediante tests de germinación y análisis de la comunidad microbiana, se evaluó la madurez y estabilidad del compost final obtenido (≈1.500 kg), empleado en la campaña 2025 como enmienda directa y en forma de té de compost mediante aplicación foliar en dos viñedos. Mientras que la viabilidad técnica del proceso de compostaje y la calidad agronómica del producto han sido confirmadas, actualmente se está evaluando su impacto real en la salud biológica del suelo, el secuestro de carbono y su potencial para disminuir el uso de insumos químicos, ofreciendo una hoja de ruta replicable hacia una viticultura regenerativa y de kilómetro cero en el ámbito mediterráneo.

Palabras clave: aplicación foliar, enmienda orgánica, compost, viticultura sostenible

1. Introducción

La viticultura en el Marco de Jerez se enfrenta al reto de gestionar más de 60.000 toneladas anuales de subproductos orgánicos, incluyendo madera de poda, orujos, y lías, lo que representa una carga ambiental significativa, pero también una valiosa oportunidad para la economía circular. La singularidad de esta región, caracterizada por suelos calcáreos, pobres en nutrientes y con tendencia a la erosión, conocidos localmente como albarizas, hace indispensable la búsqueda de estrategias que permitan mejorar la salud edáfica mediante la reintroducción de materia orgánica generada en los propios viñedos.

El proyecto REGENBIOVIN propone el compostaje *in situ* como una solución eficiente y de bajo coste para transformar distintos residuos y subproductos de proximidad en un activo agronómico. Mediante la integración de restos de poda de vid y vinificación con estiércol equino, muy abundante en la zona dada la tradición ecuestre jerezana, se pretende obtener una enmienda de alta calidad, estabilizada y libre de compuestos fitotóxicos. Los objetivos específicos son: 1) optimizar el proceso de compostaje utilizando residuos locales; 2) analizar la calidad y estabilidad del compost obtenido mediante análisis fisicoquímicos y biológicos; y 3) evaluar su efecto en la salud edáfica y de la vid, con beneficios esperados como la mejora de la estructura y retención hídrica del suelo, la potenciación de la actividad microbiana y la reducción de la dependencia de fertilizantes de síntesis.

2. Material y Métodos

2.1 Materias primas y gestión de la pila de compost

Los subproductos orgánicos (sarmientos, orujos y estiércol de caballo), recolectados en distintos viñedos del Marco de Jerez, se seleccionaron por su complementariedad funcional: sarmientos como agente estructurante y fuente de carbono, orujos como fuente de materia orgánica y micronutrientes, y estiércol como inóculo y fuente de nitrógeno. Siguiendo criterios consolidados (Cooperband, 2002), la mezcla inicial se formuló para alcanzar una relación C/N ≈ 25 y una humedad del 45–60 %, empleando la aplicación CompostUMH (Universidad Miguel Hernández, 2019).

La pila (*ca*. 500 kg de sarmientos, 1.300 kg de orujos y 1.000 kg de estiércol) se estableció por capas el 29 de noviembre de 2024 en el viñedo El Corregidor (Bodegas Luis Pérez) y, tras la adición inicial de 500 L de agua (necesarios para alcanzar la humedad apropiada), fue homogeneizada mecánicamente usando maquinaria agrícola. El proceso se extendió durante 131 días, realizándose volteos periódicos y aportes hídricos suplementarios con agua de aljibe según necesidades.

2.2 Monitorización, caracterización fisicoquímica y fitotoxicidad

La temperatura interna de la pila y la ambiental se monitorizaron de forma continua con un sensor *datalogger* Testo 175-T2 de dos canales (ambiental e interior), tomando lecturas puntuales de validación con una sonda de precisión, complementadas con datos de estaciones meteorológicas locales. Periódicamente, se recogieron y analizaron muestras compuestas (i.e., recolectadas mezclando material de diferentes partes y profundidades de la pila). Entre otros parámetros, se determinó la humedad gravimétrica (H (%); secado a 105 °C, 24 h) y, en extractos acuosos (1:5, p/v), se midieron pH y conductividad eléctrica (CE). Una fracción de las muestras fue pulverizada y tamizada (2 mm) para determinar el contenido total de C, N y S mediante combustión seca en un analizador elemental, calculándose posteriormente la relación C/N.

Para caracterizar la materia orgánica extraíble en agua (MOEA), se prepararon extractos acuosos 1:10 (p/v) en agitación durante 48 h (Kong y col, 2023), centrifugados y filtrados a 0,45 µm. En el sobrenadante se cuantificó el carbono orgánico no purgable (NPOC) y el nitrógeno total (NT) disueltos en un analizador de TOC. La fitotoxicidad se evaluó mediante ensayos de germinación con *Lepidium sativum* L. (4 días, 25 °C, en oscuridad), calculando el índice de germinación según Zucconi (1981).

2.3 Análisis metagenómico de la comunidad microbiana

El ADN total de las muestras recolectadas en distintas fases del compostaje (*i.e*., mesofílica I [MI], termofílica [T], mesofílica II [MII] y estabilización [E]) se extrajo usando un *kit DNeasy PowerSoil Pro*. Se llevó a cabo la secuenciación de alto rendimiento de las regiones hipervariables V3–V4 del gen *16S* (bacterias) e ITS2 (hongos). Tras el procesamiento bioinformático de los datos brutos, se calcularon los índices de diversidad alfa (riqueza observada y Shannon) previa normalización de las lecturas.

3. Resultados y Discusión

3.1. Monitorización del proceso de compostaje

Partiendo de *ca*. 2.800 kg de subproductos, se obtuvieron 1.500 kg de compost estabilizado sin cribar (reducción del 46,4 %). La monitorización continua (Figura 1) mostró que la pila superó los 45 °C (límite de la fase MI) en solo 48 h. Tras esto, comenzó la fase T, con máximas >71 °C (días 6–11), manteniendo condiciones de higienización (>55 °C) hasta el día 47. El día 48 se volteó y regó la pila, lo que provocó un desplome térmico (18 ºC; día 49). Seguidamente, las precipitaciones registradas impidieron acceder al viñedo y realizar volteos durante más de tres semanas, lo que causó que, tras un lento ascenso térmico (máx. 38 ºC; día 65), se produjera un descenso transitorio de la temperatura de la pila (M_{10}–M_{11}). El volteo correctivo del día 71 (M_{11}) la reoxigenó e indujo un rebote térmico de casi 20 °C. Tras los últimos volteos (días 82 y 90), y pese a la intensa lluvia, entró en fase de estabilización, a partir del día 105, igualando su temperatura con la ambiental (M_{15}–M_{17}).

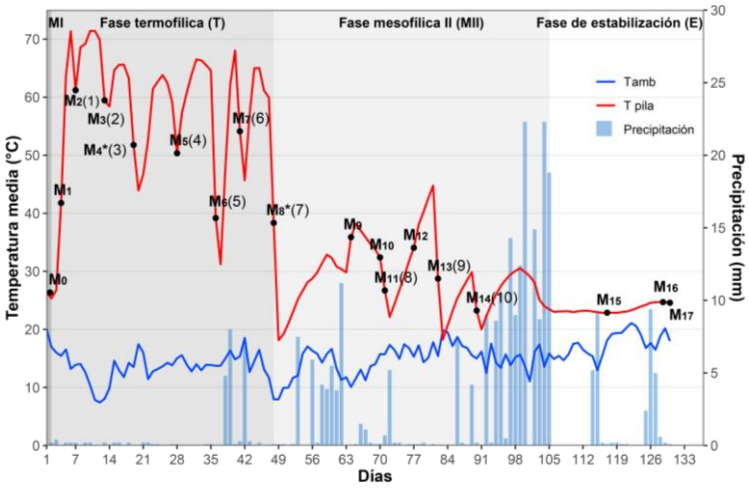


Figura 1. Temperatura (pila y ambiente) y precipitaciones durante el proceso de compostaje, con las fases sombreadas en gris. Los días de muestreo (M_x) muestran los volteos entre paréntesis y los riegos con un (*).

3.2. Caracterización fisicoquímica de la pila y fitotoxicidad

El pH evolucionó de ligeramente ácido (M_0; 6,95) a neutro (M_{17}; 7,30), una subida coherente con lo descrito por Mitropoulos y col. (2025). La humedad final (46,73 %; Tabla 1), se sitúa en el rango óptimo.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y elementales de la pila a lo largo del proceso de compostaje.

Fase	Día	ID muestra	Parámetros fisicoquímicos			Elementos		Iones solubles (mg/kg)			
			pH	H (%)	CE (mS/cm)	S (%)	C/N	Ca^{2+}	K^+	Na^+	NO_3^-
MI	1	M_0	6,95	55,70	18,67	0,27	21,91	235	11500	1300	1800
	7	M_2	7,09	52,59	16,96	0,27	17,72	175	9500	1000	1950
	13	M_3	7,35	43,42	17,35	0,12	23,68	85	9000	750	1950
T	19	M_4	7,40	48,98	11,51	0,17	17,74	135	7000	800	2750
	41	M_7	7,56	40,05	13,84	0,17	15,18	105	6500	700	2950
	48	M_8	7,65	46,92	11,88	0,18	17,04	100	4950	650	3550
	64	M_9	7,50	49,64	12,66	0,22	16,36	60	5500	490	3850
	71	M_{11}	7,45	46,38	12,92	0,20	15,67	80	4950	600	4400
MII	77	M_{12}	7,56	46,15	12,50	0,20	15,50	85	4950	600	5500
	82	M_{13}	7,67	43,79	11,54	0,20	15,46	80	4450	600	6000
	90	M_{14}	7,52	43,47	12,59	0,20	25,33	115	550	650	8500
	117	M_{15}	7,83	53,14	6,58	0,15	16,25	55	2700	330	12500
E	130	M_{16}	7,65	51,25	8,69	1,11	17,95	80	3300	450	11500
	131	M_{17}	7,30	46,73	6,68	0,09	18,26	230	5000	550	1800

La CE registró una marcada disminución (de 18,67 a 6,68 mS/cm) que, junto al descenso generalizado de iones solubles, se podría atribuir principalmente a la lixiviación causada por las intensas lluvias. El descenso de Na^+ hasta 550 mg/kg sugiere un alto potencial fertilizante del compost sin riesgo de sodificación para el suelo. Por su parte, la concentración de NO^{3-} aumentó de forma sostenida desde 1.800 mg/kg (M_0) hasta 8.500 mg/kg (M_{14}), registrando un descenso final en M_{17} asociado a la estabilización de la pila y al lavado por las precipitaciones, reflejado también en el S (0.09 %). Asimismo, el balance final de K^+ (5.000 mg/kg) y Ca^{2+} (230 mg/kg), a pesar de las fluctuaciones causadas por la lluvia, consolida a este compost como una enmienda de gran valor para la nutrición de la vid y la mejora estructural del suelo. La relación C/N final (18,26) confirma la madurez del producto, situándose por debajo del límite de 20 establecido habitualmente para materiales de naturaleza lignocelulósica como los sarmientos usados en esta pila (Bernal y col., 2009).

La concentración de NPOC disminuyó más de un 70 % tras la fase T, mientras que la razón NPOC/NT cayó de 31,76 a 9,26 (Tabla 2), reflejando la estabilización molecular de la fracción soluble. El índice de germinación (IG) alcanzó un valor de 111 % en M_{14}, evidenciando el carácter bioestimulante del compost obtenido. Este valor supera ampliamente el umbral del 80 % que garantiza la ausencia de fitotoxicidad (Sokač Cvetnić y col., 2024), confirmando su seguridad para la aplicación en campo.

Tabla 2. Materia orgánica extraíble en agua e índice de germinación en distintas fases del proceso.

Fase	Muestra ID	NPOC (mg/L)	NT (mg/L)	NPOC/NT	IG (%)
MI	M_0	493,60	15,54	31,76	93
T	M_4	132,80	13,94	9,53	81
MII	M_9	101,70	11,64	8,74	89
	M_{12}	110,80	9,93	11,16	68
	M_{14}	50,94	5,50	9,26	111

3.3. Dinámica de la comunidad microbiana

En general, la complejidad de la comunidad microbiana aumentó progresivamente en ambos dominios (Figura 2), registrándose 40 filos bacterianos y 12 fúngicos. Destaca la dinámica en la fase de estabilización: la riqueza (Figura 2A) y diversidad (Figura 2B) fúngicas sufren un declive entre M_{14} y M_{15}, coincidiendo con lluvias intensas (Figura 1) que impidieron el volteo de la pila. Este escenario de anoxia y estrés hídrico redujo la micobiota y propició el *boom* bacteriano observado en M_{15} (Figura 2A, en azul). Tras un volteo correctivo, los hongos se recuperaron al final del proceso (M_{16}–M_{17}).

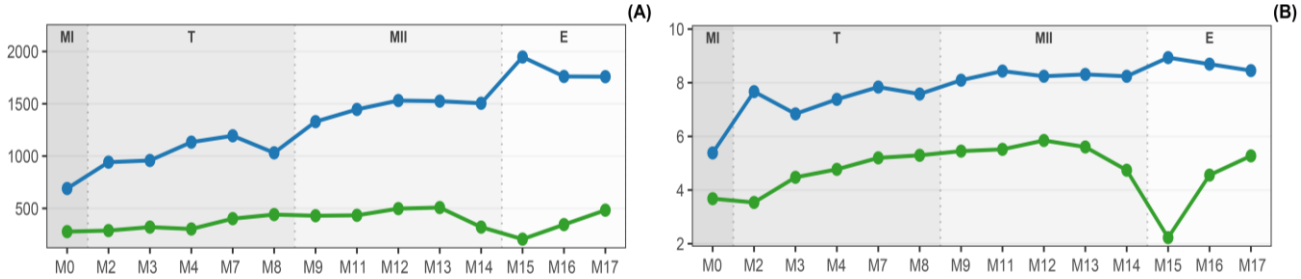


Figura 2. Dinámica sucesional de la comunidad bacteriana (azul) y fúngica (verde) durante el proceso de compostaje. **(A)** Riqueza observada (número de especies/muestra). **(B)** Índice de diversidad de Shannon.

4. Conclusiones

Este estudio confirma la viabilidad técnica del compostaje de residuos vitivinícolas a escala piloto y la obtención de una enmienda orgánica madura y no fitotóxica. Además, los parámetros fisicoquímicos y la sucesión microbiológica observados validan la calidad del producto y sientan las bases operativas para evaluar, en sucesivas campañas, su impacto sobre la salud edáfica del viñedo en el Marco de Jerez.

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(22), 5444-5453.

Cooperband L. 2002. The art and science of composting. Center for Integrated agricultural systems.

Kong Y., Zhang J., Yang Y. *et al*. 2023. Determining the extraction conditions and phytotoxicity threshold for compost maturity evaluation using the seed germination index method. *Waste Manage.*, 171, 502-511.

Mitropoulou G., Karapantzou I., Prapa I. *et al*. 2025. Physicochemical, microbial, and microbiome dynamics in winery waste composting. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 32, 17952-17967.

Sokač Cvetnić T., Krog K., Lisak Jakopović K., *et al*. 2024. Grape skin composting process to recycle food waste: kinetics and optimization. *Foods*, *13*(6), 824.

Universidad Miguel Hernández. 2019. https://play.google.com/store/apps/details?id=com.umh.compostumh.

Zucconi F. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22(2), 54-57.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a Willy Pérez y a su equipo (Bodegas Luis Pérez) su apoyo logístico. Asimismo, agradecen a Joaquín Gómez (Bodega Meridiano Perdido), Rubén Solís (Bodega Miguel Domecq) y al personal de Bodegas Huerta de Albalá el suministro de orujos y sarmientos. Estudio financiado por fondos NextGenerationEU, Planes Complementarios de I+D+I y por la Consejería de Universidad, Investigación e Innovación de la Junta de Andalucía.

EVALUACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FORSU SEPARADA EN ORIGEN: HACIA UNA OPTIMIZACIÓN DEL POTENCIAL METANOGÉNICO EN LA TRANSICIÓN AL QUINTO CONTENEDOR

Encarnación Díaz-Domínguez[1], Raúl Barros[2], Brígida Rodrigues[2], Sara Raposo[2], Nelson Manuel Santos Sousa[3], José Luís García-Morales[1]

[1]Departamento de Tecnologías del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar y Ciencias Ambientales, IVAGRO- Instituto de Investigación Vitivinícola y Agroalimentaria, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario (ceiA3). Universidad de Cádiz, 11510, Cadiz, España
[2]CIMA, Centre of Marine and Environmental Research/ARNET – Infrastructure Network in Aquatic Research, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8000-139, Faro, Portugal
[3]ISE de Faro, CISCA, Universidade do Algarve

Correo electrónico: joseluis.garcia@uca.es

Resumen: La implantación de sistemas de recogida selectiva en origen de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) requiere evaluar su comportamiento en condiciones representativas de operación. Este estudio analiza el funcionamiento de un reactor anaerobio mesofílico operado en régimen semicontinuo y alimentado con FORSU separada en origen, diluida con agua de proceso, en colaboración con la empresa ALGAR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos (Faro, Portugal). El reactor, con un volumen activo de 1,2 L, se operó en rango mesofílico (36 ºC) y con un Tiempo de Retención Hidráulico de 15 días. Durante la operación se monitorizó diariamente la producción y composición del biogás, además de realizarse análisis periódicos del efluente para evaluar la eficiencia del proceso. Los rendimientos medios de eliminación de demanda química de oxígeno total y soluble fueron del 68,74% y 52,34%, respectivamente. La reducción de sólidos totales y volátiles alcanzó el 47,7% y 65,59%. El valor obtenido para sólidos totales fue similar al registrado en el digestor industrial (43,11%), alimentado con FORSU procedente de recogida en masa. La producción media estimada de biogás fue de 760 mL biogás/LR·d, con un contenido de metano del 63,8%, comparable al 66% observado en la instalación industrial. Los resultados confirman el elevado potencial metanogénico de la FORSU separada en origen. Sin embargo, la presencia de materiales fibrosos generó problemas operacionales en el sistema de agitación, evidenciando la necesidad de un pretratamiento eficaz y de reforzar la educación ambiental para mejorar la calidad de la segregación y garantizar la estabilidad del proceso.

Palabras clave: biogás, biorresiduo, mesofílico, valorización energética, separación en origen.

1. Introducción

En los últimos años, la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) ha experimentado un cambio de paradigma impulsado por la Directiva (UE) 2018/851 y la normativa nacional, Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados por una economía circular, las cuales obligan a la recogida separada de las facciones orgánicas. Esta transición, materializada en la progresiva implantación del "quinto contenedor", responde a la necesidad de desviar los biorresiduos de los vertederos para prolongar su vida útil y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Bajo el enfoque de la

economía circular, el propósito fundamental es transformar un residuo en un recurso de alto valor mediante tratamientos biológicos como el compostaje (Tian et al., 2025) o la digestión anaerobia.

Sin embargo, el despliegue de este modelo se enfrenta a retos operativos debido a la existencia de impropios presentes en los flujos de recogida separada. Aunque en las fases iniciales de implantación se asume un porcentaje cercano al 20%, los objetivos normativos y de eficiencia técnica exigen reducir este valor por debajo del 15% para el año 2027. En este contexto, la digestión anaerobia se erige como una tecnología clave para la estabilización de la materia orgánica y la producción simultánea de biogás. No obstante, si bien existen amplios antecedentes en la explotación de digestores industriales a partir de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) recogida en masa (Ibarra-esparza et al., 2023;Mousania et al., 2024), resulta fundamental evaluar rigurosamente la biodegradabilidad y el comportamiento operacional de la FORSU separada en origen bajo condiciones controladas y representativas frente al modelo convencional.

Por consiguiente, el objetivo de este trabajo ha sido evaluar el rendimiento de un reactor anaerobio mesofílico en régimen semicontinuo alimentado con FORSU real procedente de un proyecto piloto de recogida selectiva, aportando criterios técnicos que optimicen la transición operativa hacia el quinto contenedor, en una comparativa con el reactor industrial alimentado con la FORSU separada de una recogida en masa.

2. Material y Métodos

2.1 Inóculo y sustratos utilizados

El inóculo utilizado consistió en el efluente de un digestor industrial operado en régimen mesofílico por la empresa ALGAR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos (Faro, Portugal), que usualmente se alimenta con FORSU recogida en masa.

El sustrato evaluado, FORSU separada en origen, fue proporcionado por la misma entidad. Este residuo procedía de un proyecto piloto de recogida selectiva en contenedores marrones instalados en establecimientos comerciales. Dada la elevada presencia de materiales no orgánicos, en el laboratorio se realizó un cribado y retirada manual inicial de estos "impropios", los cuales llegaron a representar aproximadamente el 50% en masa del material bruto recibido. Una vez seleccionada la fracción orgánica resultante, esta se sometió a un proceso de trituración mecánica con el fin de homogeneizar el tamaño de partícula. Finalmente, para la preparación de la alimentación del reactor, el sustrato triturado se diluyó con agua de proceso, procedente del sistema de deshidratación de lodos del propio digestor industrial de ALGAR, hasta alcanzar un contenido objetivo de entre el 4% y el 6% de Sólidos Totales (ST), equiparando así la que se opera habitualmente la planta a escala industrial. Tras esta preparación, se llevó a cabo la caracterización físico-química del sustrato (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización del inóculo y sustrato utilizado.

	pH	DQOT (gO_2/L)	DQOS (gO_2/L)	ST (g/kg)	SV (g/kg)
Inóculo	8,15	18,24 ± 2,26	9,79 ± 0,69	21,04 ± 0,04	8,89 ± 0,47
Sustrato	7,06	73,23 ± 3,08	31,59 ± 0,54	46,76 ± 0,71	35,91 ± 0,85

Demanda Química de Oxígeno Total (DQOT), soluble (DQOS) y Sólidos Volátiles (SV)

2.2 Diseño experimental

Se implementó un ensayo en régimen semicontinuo utilizando un reactor de mezcla completa, con un volumen activo de 1,2 L, operado en el rango mesofílico (36 ºC) en el interior de una estufa. El sistema disponía de una pala de agitación interna accionada mediante acoplamiento magnético (Figura 1).

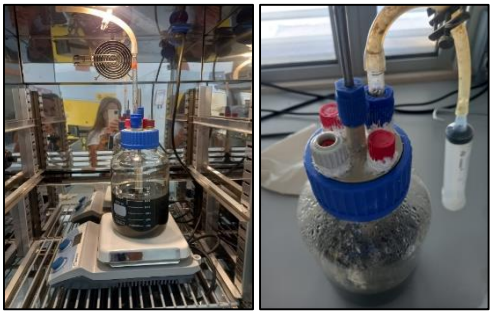


Figura 1. imágenes del reactor utilizado durante el ensayo experimental.

Para el arranque, el reactor se cargó inicialmente con el inóculo y se alimentó de forma progresiva con el sustrato. La operación se llevó a cabo fijando un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 15 días, lo que supuso la purga diaria de 80 mL de efluente y la reposición de un volumen equivalente de alimentación. La monitorización diaria del sistema incluyó la medida de la producción de biogás (mediante lectura de presión) y su composición cualitativa, por cromatografía, además de una caracterización físico-química periódica del efluente extraído.

3. Resultados y Discusión

El reactor anaerobio mostró una elevada eficacia y estabilidad en la degradación de la fracción orgánica. Como se aprecia en la Figura 2, existe una marcada diferencia entre la concentración de SV de la alimentación y la del efluente, manteniéndose un rendimiento similar en los tres TRH de operación. Los rendimientos medios de eliminación de la DQOT y DQOS alcanzaron el 68,74 ± 17,91% y 52,34 ± 41,86%, respectivamente. En cuanto a la fracción sólida, la reducción de ST fue del 47,7 ± 7,51%, mientras que la de SV se situó en el 65,59 ± 10,17%. Es de destacar que el porcentaje de eliminación de ST obtenido fue muy cercano al registrado en el digestor industrial (43,11%), el cual opera con FORSU procedente de recogida en masa convencional. Asimismo, estos resultados se alinean con estudios similares que emplearon FORSU separada de la destinada a su vertido en vertedero, reportando rendimientos del 73% en SV, 66% en ST y 67% en DQOT (Mousania et al., 2024).

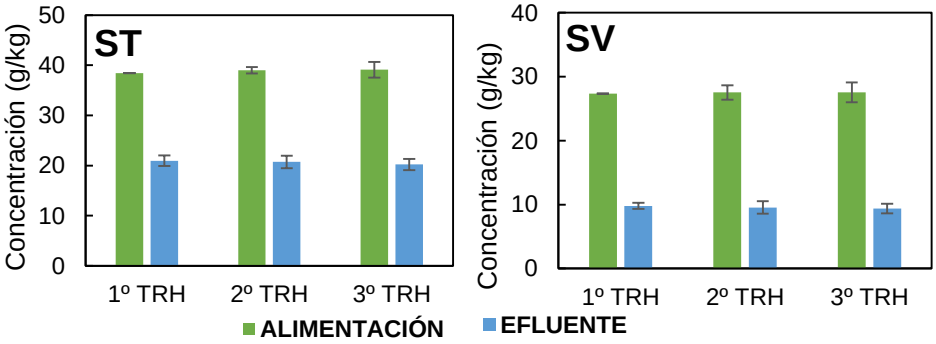


Figura 2. Concentración de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV), en la alimentación y en el efluente.

Durante la operación, la presencia de materiales fibrosos generó problemas operacionales debido a la acumulación y trenzado de fibras que ralentizaron el sistema de agitación, afectando la recolección y medición directa del biogás. Por consiguiente, el potencial metanogénico se determinó mediante una estimación teórica basada en el rendimiento de eliminación de SV. A partir de este balance de masa, se estimó una producción media de 910 mL biogás/d y 580 mL CH_4/d, manteniendo un contenido medio de metano del 63,77 ± 19,88%, el cual se alineó con el 66% registrado en la planta industrial. En términos de productividad volumétrica diaria, la estimación situó al sistema de laboratorio en 760 mL biogás/L_R·d, resultando comparable con los 676 mL biogás/L_R·d registrados en el digestor industrial.

4. Conclusiones

Los biorresiduos de los nuevos sistemas de recogida selectiva presentan rendimientos de eliminación de materia orgánica y producción de biogás equiparables a la FORSU recogida en masa, confirmando su alto potencial metanogénico con una productividad estimada de unos 760 mL biogás/L_R·d. No obstante, su heterogeneidad composicional exige un cribado previo eficiente para garantizar la estabilidad operacional, siendo fundamental fortalecer las campañas de educación ambiental para minimizar los materiales impropios y optimizar la segregación en origen.

5. Bibliografía

Ibarra-esparza, F. E., Esteban, M., Lara-topete, G. O., Sen, C., Cansdale, A., Forrester, S., Chong, J. P. J., & Sebasti, M. (2023). *Implementation of anaerobic digestion for valorizing the organic fraction of municipal solid waste in developing countries : Technical insights from a systematic review*. *347*(January).

Mousania, Z., Rafiee, R., Moeinaddini, M., & Atkinson, J. D. (2024). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in a simulated bioreactor to improve predictive modeling of landfill systems. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *13*(October 2023), 100396.

Tian, P., Wu, Y., Shang, B., Qi, C., Xu, Z., Li, G., Luo, W., Zhang, W., & Li, Y. (2025). LCA as a decision support tool for the environmental improvement of organic fraction of municipal solid waste composting in China. *Journal of Cleaner Production*, *495*(September 2024), 145068.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado con fondos nacionales a través de la Fundación para la Ciencia y la Tecnología (FCT), en el marco del proyecto LA/P/0069/2020 otorgado al Laboratorio Asociado ARNET y UID/00350/2025 CIMA. Durante su estancia de investigación en la Universidade do Algarve (Faro, Portugal), Encarnación Díaz-Domínguez contó con el apoyo de la ayuda de movilidad del Plan Propio de Investigación de la Universidad de Cádiz, gestionada a través del Vicerrectorado de Investigación y Transferencia. Asimismo, la autora agradece la financiación recibida mediante el contrato predoctoral de la Junta de Andalucía (PREDOC-01870). Los autores también desean expresar su agradecimiento a ALGAR – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos por el suministro de los sustratos empleados en este estudio.

TRANSFORMACIÓN DE RESIDUOS VEGETALES EN ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES: EFECTO DEL PH Y ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS

Elisa Herrero-de San Luis[1], María Cruz García-González[1], Paula Calvo-de Diego[1], Laura Buzón-Durán[1], Mercedes Sánchez-Báscones[1], Beatriz Molinuevo-Salces[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid (ETSIAA-UVa), Avenida Madrid 44, 34004, Palencia, España.

Resumen: La generación masiva de residuos vegetales a lo largo de la cadena alimentaria constituye un problema ambiental y económico, aunque estos materiales poseen un alto potencial de valorización gracias a su contenido en azúcares, fibra, proteínas y compuestos lignocelulósicos. La fermentación anaerobia se presenta como una vía prometedora para producir ácidos grasos volátiles (AGV), precursores de bioproductos de interés en economía circular. Este estudio evaluó la producción de AGV a partir de restos de verduras en reactores de mezcla completa operados semicontinuamente, analizando especialmente el efecto del pH y la dinámica microbiana. Los ensayos se realizaron durante 88 días con residuos procedentes del mercado de Palencia, empleando lodo anaerobio como inóculo y una carga orgánica de 3 g SV/L*día. Se monitorizaron pH, temperatura y la evolución de AGV, etanol y ácido láctico. Los dos reactores mostraron comportamientos diferenciados: R1 operó con un pH medio de 4,5 y alcanzó 17,6 g DQO/L de AGV, predominando el ácido butírico; R2, con pH 3,8, produjo 5,4 g DQO/L y mostró mayor proporción de ácido acético. A partir del día 30 se observó una fuerte acumulación de ácido láctico, especialmente en R2, favorecida por condiciones más ácidas. El análisis 16S rRNA reveló comunidades dominadas por *Lactobacillus* (40–68%) y *Acetobacter,* asociadas a rutas acidogénicas y lácticas. El inóculo inicial presentó perfiles microbianos distintos, característicos de lodos de depuradora. Estos resultados evidencian la influencia del pH en la producción de AGV y en la selección microbiana durante la fermentación de residuos vegetales.

Palabras clave: digestión anaerobia, verduras, valorización.

1. Introducción

Los residuos procedentes de vegetales se generan en cantidades muy grandes a lo largo de la producción, transformación, distribución y consumo de alimentos (Sandigov y Macnunlu, 2023). Su mala gestión supone contaminación ambiental, pérdidas económicas y presión sobre los sistemas de gestión de residuos. Actualmente, este tipo de residuos suponen la mayor parte de las pérdidas globales de comida. Frutas y verduras representan la fracción más desechada que se caracteriza por su fácil deterioro y mal manejo (Eurostat, 2025). Estos residuos contienen azúcares, fibra, proteínas, compuestos bioactivos y lignocelulosa, que pueden transformarse en biogás, biocombustibles, fertilizantes, bioplásticos, ingredientes funcionales y otros productos de valor añadido, fomentando la economía circular (Kumar y col., 2022; Mujtaba y col., 2023).

La fermentación anaerobia es una alternativa prometedora para la valorización de residuos orgánicos altamente biodegradables. En este estudio se evaluó la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) mediante la fermentación de restos de verduras en reactores de mezcla completa y en régimen de operación semicontinuo. El objetivo principal fue analizar la influencia del pH en la

producción de AGV y la caracterización de las comunidades microbianas responsables de su generación.

2. Material y Métodos

Los residuos vegetales utilizados en este ensayo procedieron del mercado de abastos de la ciudad de Palencia (Castilla y León, España). Para estos ensayos se utilizaron 2 reactores de mezcla continua, con 1 litro de volumen útil. La duración fue de 88 días utilizando mezclas definidas de restos de verduras con una carga orgánica de 3 gramos de sólido volátil por litro de reactor y día. Se utilizó lodo anaerobio de depuradora y no se realizó control de pH. Durante los ensayos se monitorizaron el pH, la temperatura, la concentración y composición de AGV, etanol y ácido láctico. Además, se determinaron y cuantificaron las comunidades bacterianas presentes al inicio y al final de los ensayos mediante secuenciación 16S rRNA.

3. Resultados y Discusión

Durante la operación, el reactor 1 (R1) alcanzó una media de pH de 4,5, mientras que el reactor 2 (R2) alcanzó un pH medio de 3,8, mostrando ambos un comportamiento diferenciado en la generación de AGV. R1 y R2 alcanzaron concentraciones de AGV de hasta 17,6 y 5,4 g DQO-AGV/L, respectivamente. Los AGV predominantes fueron butírico y acético (Figura 1), como ya se ha observado en estudios similares (Moronkola et al., 2025), concretamente butírico en R1 (61 %) y acético en R2 (78%).

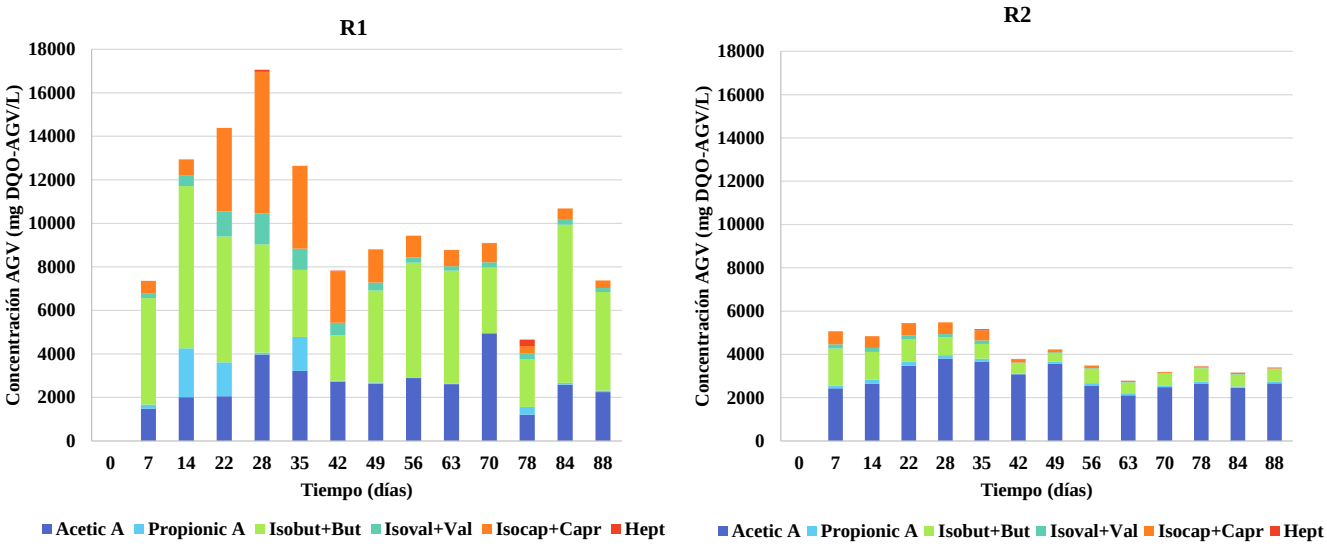


Figura 1. Concentración y composición de AGV en los reactores R1 y R2.

Tabla 1. Concentración de AGV, etanol y ácido láctico en R1 y R2 al final del ensayo.

Reactor	Acético (mg DQO/L)	Propiónico (mg DQO/L)	Butírico (mg DQO/L)	Valérico (mg DQO/L)	Capróico (mg DQO/L)	Heptanoico (mg DQO/L)	Etanol (mg DQO/L)	Láctico (mg DQO/L)
R1	2249	64	4533	183	349	0	1998	8866
R2	2663	71	587	183	349	2040	2040	18151

La predominancia de los ácidos acético y butírico se debe al alto contenido de carbohidratos del sustrato utilizado (Strazzera et al., 2018), unido a las condiciones ácidas del medio (Gonçalves et al., 2024). En el caso del etanol, ambos reactores registraron concentraciones similares al finalizar

el ensayo. Sin embargo, a partir del día 30 se observó una fuerte acumulación de ácido láctico, especialmente en R2, favorecida por condiciones más ácidas. La concentración de ácido láctico al finalizar el ensayo en R2 (18,2 mg DQO/L) fue más del doble que la registrada en R1 (8,9 mg DQO/L) (Tabla 1). Esta elevada concentración de ácido láctico en R2 se atribuye a las condiciones de pH más favorables para rutas lácticas.

El estudio de las comunidades bacterianas presentes en R1 y R2 mostró la presencia destacada de géneros asociados a etapas acidogénicas y lácticas, como *Acetobacter* y *Lactobacillus*. En la Figura 2 se presentan las comunidades bacterianas presentes en el inóculo inicial y en las muestras finales de ambos reactores. En el caso de R2, *Lactobacillus* representó el 67,7% de los micoorganismos presentes, mientras que en R1 la abundancia fue del 40,3%. De acuerdo con estudios previos, este género de bacterias suele ser el más abundante en fermentaciones de restos de vegetales con pH próximos a 4 y sin control de pH (Bonk et al., 2017). El segundo género más abundante en ambos casos fue *Acetobacter* sp., en R1 presentó una proporción del 22,0% y para R2 del 23,1%, resultados similares a los obtenidos en estudios anteriores en condiciones similares (Chao-Reyes et al., 2025).

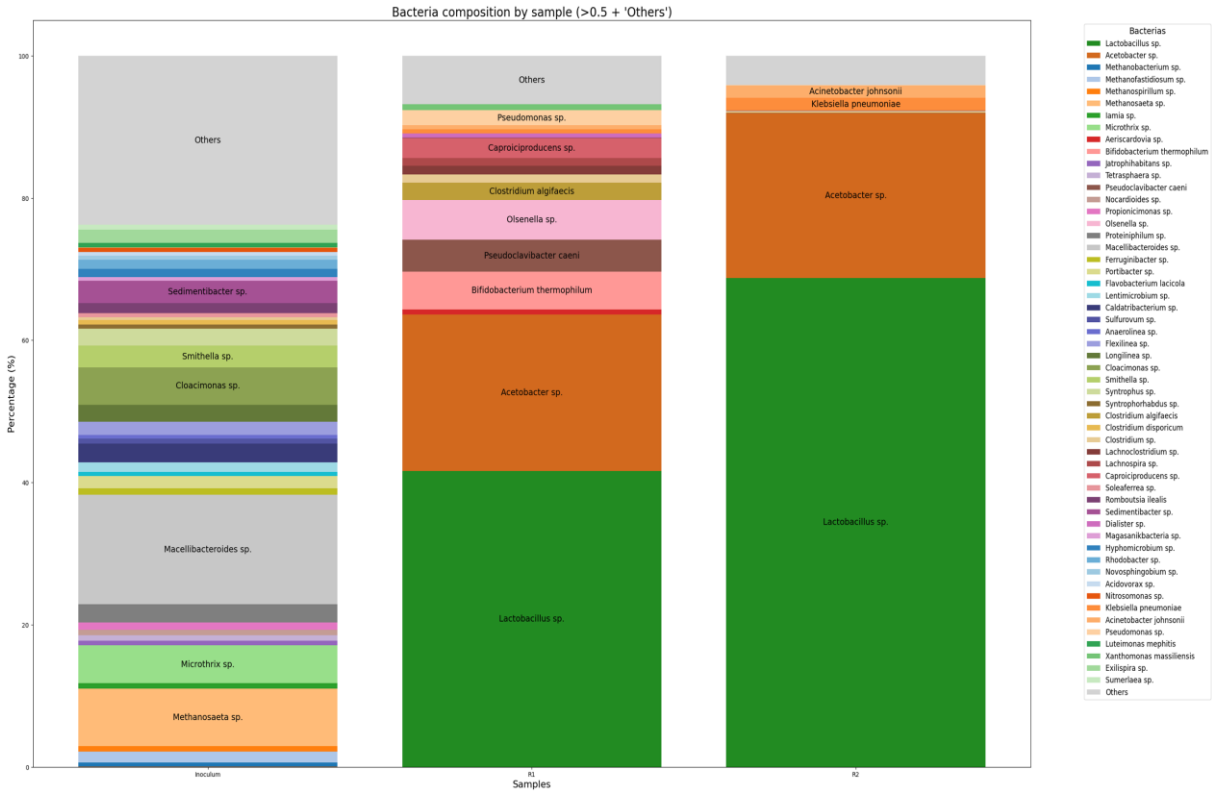


Figura 2. Análisis de las comunidades bacterianas presentes en el inóculo anaerobio inicial y en las muestras finales de los reactores R1 y R2.

4. Conclusiones

Las condiciones de operación influyeron claramente en la producción de AGV y en la presencia de ciertas comunidades microbianas. Mostrando que pH más próximos a 5 favorecen mayores rendimientos y la formación de ácido butírico, mientras que pH próximo a 4 aumenta la producción de ácido láctico. En ambientes más ácidos predominó la acumulación de ácido láctico y la presencia de *Lactobacillus*, lo que limitó la generación de AGV. En conjunto, los resultados confirman que el

control del pH es un factor clave para dirigir la fermentación de residuos vegetales, ya que son residuos que tienen tendencia a acidificar mucho el medio.

5. Bibliografía

Bonk, F., Bastidas-Oyanedel, J. R., Yousef, A. F., & Schmidt, J. E. (2017). Exploring the selective lactic acid production from food waste in uncontrolled pH mixed culture fermentations using different reactor configurations. *Bioresource Technology*, 238, 416-424.

Chao-Reyes, C., Timmers, R. A., Mahdy, A., Greses, S., & González-Fernández, C. (2025). Enhanced Microbial Diversity Attained Under Short Retention and High Organic Loading Conditions Promotes High Volatile Fatty Acid Production Efficiency. *Molecules*, 31(1), 132.

Eurostat. (2025). Food waste statistics in the EU. https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/w/ddn-20251016-2 (fecha de consulta: 09/06/2026).

Gonçalves, M. J., González-Fernández, C., & Greses, S. (2024). Long hydraulic retention time mediates stable volatile fatty acids production against slight pH oscillations. *Waste Management*, 176, 140-148.

Kumar, V., Yadav, S. K., Patel, A. K., Mishra, B. B., Ahluwalia, V., Thakur, L. K., y Kumar, J. (2022). Bioprocessing of agri-food processing residues into nutraceuticals and bioproducts. *Current developments in biotechnology and bioengineering* (pp. 301-322). Elsevier.

Moronkola, A. A., Oyedeko, K. F., Patinvoh, R. J., Akinbomi, J. G., Wainaina, S., & Taherzadeh, M. J. (2025). Optimization of volatile fatty acids from food wastes for polyhydroxyalkanoates synthesis. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(13), 20247-20264.

Mujtaba, M., Fraceto, L. F., Fazeli, M., Mukherjee, S., Savassa, S. M., de Medeiros, G. A., do Espírito Santo Pereira, A., Donnini Mancini, S., Lipponen, J., Vilaplana, F. (2023). Lignocellulosic biomass from agricultural waste to the circular economy: a review with focus on biofuels, biocomposites and bioplastics. *Journal of cleaner production,* 402, 136815.

Sadigov, R. A., & Macnunlu, U. K. (2023). Acquisition of value-added products from plant-based wastes. *UNEC Journal of Engineering and Applied Sciences*, 3(1), 69-79.

Strazzera, G., Battista, F., Garcia, N.H., Frison, N., Bolzonella, D., 2018. Volatile fatty acids production from food wastes for biorefinery platforms: a review. *Journal of Environmental Management* 226, 278–288.

6. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto VALORACIDS (PID2023-149196OB-I00). Beatriz Molinuevo-Salces agradece a la AEI la financiación recibida a través de la ayuda RYC-2020-029030-I/AEI/10.13039/501100011033.

ESTRATEGIA BIOTECNOLÓGICA PARA LA VALORIZACIÓN DE *RUGULOPTERYX OKAMURAE*: CO-COMPOSTAJE CON RESIDUOS HORTÍCOLAS INOCULADO CON CONSORCIOS MICROBIANOS DEGRADADORES DE COMPUESTOS RECALCITRANTES

Paula Martín Ruiz[1], María Rosa Martínez Gallardo[1], Juan Antonio López González[1], María José Estrella González[1], Macarena del Mar Jurado[1], Amelia Correa Bustos[2], María Luz Segura Pérez[2], Ismael Hachero[3], María José López López[1]

[1]Departamento de Biología and Geología, CITE II-B, Universidad de Almería, Agrifood Campus of International Excellence, ceiA3, CIAIMBITAL, 04120, Almería.

[2]Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), E04745, La Mojonera, Almería.

[3]Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), El Toruño, E11500, Puerto de Santa María, Cádiz.

Correo electrónico: pmr852@ual.es

Resumen: El compostaje se propone como una vía sostenible para gestionar las acumulaciones masivas de arribazones del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en las costas andaluzas. La elevada recalcitrancia y toxicidad del alga limitan su degradación. Por ello, el objetivo de este trabajo fue aislar y seleccionar microorganismos del digestivo de *Paracentrotus lividus* con potencial enzimático relevante para favorecer la descomposición de *R. okamurae* durante el proceso de compostaje. Para optimizar la descomposición, se llevó a cabo un proceso de compostaje en frascos Dewar, a escala de laboratorio, con la biomasa Algal junto con residuos de Fruto, restos Hortícolas y de Jardinería obteniendo una mezcla inicial (AFHJ) con las proporciones 25%, 10%, 30% y 35%, respectivamente, con una relación C/N óptima para el proceso (alrededor de 25). Posteriormente, se seleccionaron 8 microorganismos, en función de su espectro enzimático asociado a la degradación de compuestos recalcitrantes, para inocular la mezcla inicial y evaluar su efecto en la compostabilidad del material (bioactivación). Los resultados mostraron que la inoculación microbiana aumentó la degradación de la materia orgánica, observándose diferencias notables entre los distintos microorganismos. Así mismo, se obtuvieron importantes reducciones en la fracción de holocelulosa. Entre los 8 asilados empleados destacó una cepa de la especie *Bacillus velenzensis* que promovió el mayor consumo de lignocelulosa del ensayo efectuado. Los resultados evidencian el potencial de estos microorganismos como herramientas biotecnológicas para optimizar el compostaje de *R. okamurae* y promover estrategias sostenibles en la gestión de material orgánico recalcitrante.

Palabras clave: *Paracentrotus lividus*, *Bacillus velenzensis*, lignocelulosa, bioactivación.

1. Introducción

La proliferación acelerada del alga parda invasora *R. okamurae* en los ecosistemas costeros del sur de Europa se ha convertido en uno de los problemas ecológicos y socioeconómicos más graves de las últimas décadas. Su rápida colonización en la cuenca mediterránea provoca una drástica

pérdida de biodiversidad al desplazar a las comunidades nativas. Además, las acumulaciones masivas de biomasa desprendida en las playas dañan el turismo, la gestión costera y la pesca (Córdoba-Granados y col., 2025). Dado que su erradicación total es inviable, la gestión de grandes volúmenes exige alternativas sostenibles como el compostaje, una estrategia de biotransformación aeróbica mediada por microorganismos produciendo como resultado una enmienda orgánica de alto valor agronómico (Paulo y col., 2025). No obstante, la eficiencia del compostaje de *R. okamurae* se ve limitada por su alta recalcitrancia, lo que hace necesaria su mezcla con sustratos vegetales ricos en carbono para favorecer su compostablidad (Correa-Bustos y col., 2024).

Esta elevada recalcitrancia, se encuentra asociada a la presencia de compuestos poliméricos complejos que dificultan su degradación biológica. En este contexto, la bioactivación del material mediante su inoculación con microorganismos especializados constituye una estrategia prometedora para acelerar el proceso. Dado que el erizo de mar *P. lividus* se alimenta de esta macroalga, su microbiota intestinal ha desarrollado capacidades adaptativas para degradar componentes estructurales complejos presentes en ella (Romero-Vargas y col., 2025). Por ello, el objetivo de este trabajo fue optimizar la descomposición de *R. okamurae* mediante la selección y aplicación de microorganismos con elevado potencial biodegradativo.

2. Material y Métodos

2.1 Selección de microorganismos y caracterización enzimática

A partir de muestras de *P. lividus* y *R. okamurae,* recogidas en diferentes localizaciones de Almería Granada y Cádiz recolectadas de la zona intermareal, se aislaron 66 cepas microbianas y se determinó su capacidad de expresar actividades enzimáticas relacionadas con la degradación de compuestos recalcitrantes, tales como amilolítica (AMI), celulolítica (CEL), xilanolítica (XIL), proteolítica (PRO), pectinolítica (PECT), ligninolítica (LIG) y polifenoloxidasa (PFO). Los microorganismos que expresaron mayor espectro enzimático fueron seleccionados para mejorar la degradabilidad del alga durante el proceso compostaje (bioactivación).

2.2 Ensayo de bioactivación de compostaje a escala de laboratorio

El proceso de compostaje se realizó a escala de laboratorio en frascos Dewar de 2 L durante un periodo de 10 días, registrándose la temperatura a lo largo de la incubación. Como sustrato de partida se empleó una mezcla (AHFJ) compuesta por un 25% de *R. okamurae*, un 10% de restos de frutos, un 30% de residuos hortícolas y un 35% de restos de jardinería, formulada para alcanzar una relación C/N cercana a 25. La humedad inicial de la mezcla se ajustó al 60%. Para evaluar la bioactivación del proceso, la mezcla AHFJ se inoculó individualmente con cada uno de los ocho microorganismos seleccionados (10^5 UFC/mL para los hongos y 10^6 UFC/mL para las bacterias), empleándose un frasco Dewar por tratamiento. Al finalizar el proceso de compostaje, las muestras se molieron y analizaron para determinar el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina mediante tecnología ANKOM. Asimismo, la materia orgánica (MO) se cuantificó por pérdida por ignición en mufla a 550 °C durante 3,5 h.

2.3 Análisis estadístico

Todos los ensayos se realizaron por triplicado (n=3). Los datos se evaluaron mediante ANOVA factorial, tras verificar la normalidad y homogeneidad de varianzas. Las medias se compararon con la prueba LSD de Fisher ($p < 0,05$), usando el software Statgraphics Centurion XIX (versión 19.5.01).

3. Resultados y Discusión

3.1 Selección de microorganismos

A partir de la caracterización de la colección inicial, se llevó a cabo un cribado basado en el número de actividades enzimáticas positivas y los índices de degradación (ID), calculados mediante las mediciones del radio del halo de aclaramiento. Se seleccionaron 8 cepas destacadas por su versatilidad metabólica y su rápido crecimiento (Tabla 1). Las bacterias *B. subtilis* y *B. velezensis* destacaron por su máxima actividad celulolítica y xilanolítica, idónea para romper la pared celular del alga. Por su parte, el hongo *P. brevicompactum* exhibió la mayor versatilidad con 7 actividades positivas, liderando la degradación de compuestos fenólicos, clave para neutralizar los terpenos tóxicos del sustrato.

Tabla 1. Cuantificación de las actividades enzimáticas ID e identificación molecular de las cepas con mayor potencial degradador del complejo lignocelulolítico

Códigos cepas	Identificación molecular	XIL	PRO	CEL	AMI	PECT	RBBR	TAN	Nº Acceso
PL-Al-TF2	*Penicillium flavigenum*	2,17	0	11,83	0,25	2,33	0	5	MH862182.1
PL-Ca-TB1	*Bacillus velezensis*	12,67	11,17	12,17	9,67	0,83	0	0	ON142358.1
ROD-TF3	*Penicillium brevicompactum*	5	4,67	12,92	4,5	2,67	2,5	7,5	MT732847.1
ROD-TF4	*Aspergillus westerdijkiae*	7	0	12,83	2,33	1	2,5	2,5	KY608057.1
ROD-TMB2	*Pseudoalteromonas mariniglutinosa*	2,5	7,5	9,67	5	0	2,5	0	OP342848.1
ROF1-TB1	*Priestia megaterium*	7,67	9,33	9,17	1,17	1,17	2,33	0	CP187670.1
ROF2-TB2	*Bacillus subtilis*	13,17	11,67	13,33	6,5	0,83	1	0	KJ542760.1
ROF2-TMB1	*Pseudoalteromonas hodoensis*	1	13	9,67	5,17	1,83	7,5	0	OM070345.1

3.2 Resultados del ensayo de bioactivación

El monitoreo térmico en los frascos Dewar evidenció en las primeras 24 h, un incremento de la temperatura, alcanzando picos de 34°C. Este comportamiento refleja un metabolismo microbiano activo que consume los compuestos orgánicos solubles y fácilmente biodegradables, liberando calor residual (Luo y col., 2024). En lo referente a la degradación de las fracciones de la fibra, la inoculación microbiana aceleró la pérdida de Materia Orgánica (MO) total en comparación con el control. Los aislados microbianos promovieron reducciones notables en la fracción de celulosa y hemicelulosa (Figura 1), destacando especialmente la acción de la cepa *B. velezensis* (PL-Ca-TB1), la cual indujo el mayor consumo neto de lignocelulosa de todo el ensayo.

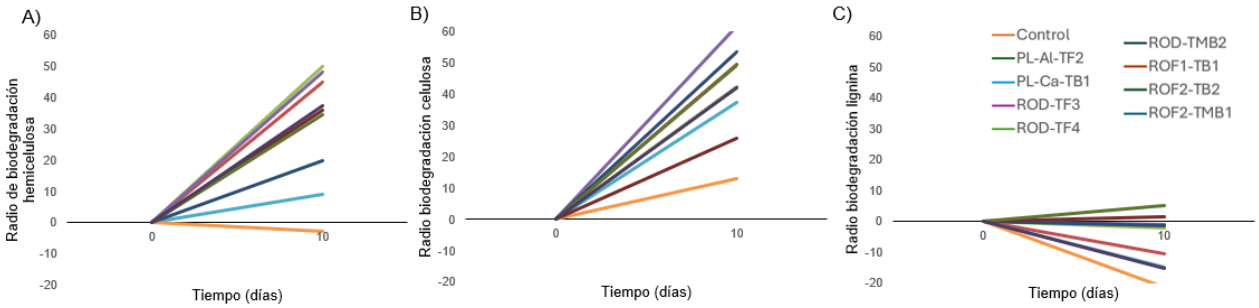


Figura 1. Ratio de degradación de A) hemicelulosa, B) celulosa y C) lignina, en el proceso de compostaje, con datos normalizados respecto al control a tiempo 0.

4. Conclusiones

La bioaumentación con los microorganismos seleccionados optimizó la cinética del proceso a escala de laboratorio, con perfiles térmicos más elevados y eficientes que el tratamiento control. *B. velezensis* demostró la mayor eficiencia en la reducción de las fracciones lignocelulósicas y holocelulosa en la mezcla AHFJ. Además, se confirmó que el uso de inóculos microbianos específicos funciona como una estrategia previa de bioactivación para acelerar el compostaje y la valorización agronómica de *R. okamurae*.

5. Bibliografía

Córdoba-Granados, J. J., Jiménez-Hierro, M. J., Zuasti, E., Ochoa-Hueso, R., Puertas, B., Zarraonaindia, I., Cantos-Villar, E., 2025. Biochemical characterization and potential valorization of the invasive seaweed *Rugulopteryx okamurae*. Appl. Phycol., 37, 567-577.

Correa-Bustos, A., Berti, F., Salas-Sanjuán, M. d. C., Segura-Pérez, M. L., 2024. Characterization of mixtures of *Rugulopteryx okamurae* compost and plant residues to determine the most effective composition as a substrate and source of Nutrients. Hortic., 10, 567.

Luo, Y., Shen, J., Wang, X., Xiao, H., Yaser, A. Z., Fu, J., 2024. Recent advances in research on microbial community in the composting process. Biomass Conv. Bioref. 14, 23319–23333.

Paulo, C., Matos, J., Afonso, C., Cardoso, C., 2025. Overcoming extraction hurdles and assessing biological activity in a major invasive seaweed species in Europe, *Rugulopteryx okamurae*. Mar. Drugs, 23, 141.

Romero-Vargas, A., Georgiadou, E., Cabrera, G., Fdez-Güelfo, L. A., Blandino, A., Koutinas, A., Sánchez, A. B. D., 2025. Innovative pretreatments for the valorisation of the invasive macroalga *Rugulopteryx okamurae*. Ind. Crops Prod., 233, 121415.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto “Desarrollo de herramientas dirigidas al control y la gestión del alga invasora *Rugulopteryx okamurae* en el litoral andaluz” (PR.FEMPA.DIP2023B.001) a través del Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

COMPARATIVA DE DIFERENTES SISTEMAS DE COMPOSTAJE PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS GENERADOS EN LA INDUSTRIA DEL JEANS

Irene Gavilanes-Terán[1], Azucena Ocaña-Coello[5], Julio Idrovo-Novillo[1], Cristian Chuquín-Enríquez[1], Santiago Silva-Flores[2], Karen Castillo-Gavilema[3], Steven Ramos-Romero[4], Concepción Paredes[5]

[1]Facultad de Ciencias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo EC060155-Riobamba (Chimborazo), Ecuador.

[2]Medicity, Farmaenlace CIA. LTDA., Riobamba, Ecuador, 170138.

[3]Departamento de Farmacia, Hospital del Día Médica Sur, Riobamba, Ecuador, 06011

[4]Facultad de Industrias Agropecuarias y Ciencias Ambientales, Carrera de Agropecuaria; Universidad Politécnica Estatal del Carchi (UPEC), Tulcán 04102, Ecuador.

[5]Instituto de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante).

Correo electrónico: irene.gavilanes@espoch.edu.ec

Resumen: Los lodos provenientes de la industria textil requieren alternativas de gestión que reduzcan la carga orgánica y microbiológica contaminante. Por ello, el objetivo de este estudio fue co-compostar dos mezclas de residuos vegetales y lodos textiles, empleando los sistemas de compostaje de pila móvil con aireación por volteo (sistema abierto) y biorreactor de carga estática con aireación forzada (sistema cerrado), para evaluar qué sistema sería el más adecuado para la gestión de estos residuos. Durante el proceso de compostaje se compararon la evolución de la temperatura y de diferentes parámetros químicos, biológicos y microbiológicos de ambos procesos. Las dos mezclas alcanzaron temperaturas termófilas en los primeros días del proceso, no obstante, las mayores temperaturas, al igual que el mayor porcentaje de degradación de materia orgánica (MO) se registraron en la pila. Ambos compost presentaron ausencia de fitotoxicidad de acuerdo a sus valores del índice de germinación > 50% y el contenido de nitrógeno total y MO fue mayor en el compost generado en el reactor. La reducción de los microorganismos patógenos *Proteus mirabilis* y *Bacillus cereus* fue mayor en el caso de la pila. Sin embargo, ninguno de los sistemas de compostaje estudiados fue eficiente para eliminar por completo estos patógenos, que siguieron estando presentes en los materiales finales.

Palabras clave: lodo de industria textil, biorreactor, pila abierta, *Proteus mirabilis*, *Bacillus cereus*

1. Introducción

En la industria textil del jean, el tratamiento de aguas residuales genera grandes volúmenes de lodos de composición compleja: alta carga orgánica, colorantes persistentes, baja biodegradabilidad y presencia de patógenos (Xie y col., 2018). Estos lodos no se gestionan de forma adecuada en los países en desarrollo, ya que alrededor del 95% de los lodos generados son vertidos sin tratamiento adecuado (FAO, 2017), lo que representa un riesgo ambiental y sanitario creciente. Frente a esta problemática, el compostaje emerge como una tecnología clave dentro del paradigma de la economía circular, permitiendo transformar los lodos textiles en biofertilizantes que mejoran la calidad del suelo (Araujo y Monteiro, 2006). Existen diferentes tipos de sistemas de compostaje, siendo los costes de inversión y de funcionamiento, el tiempo de compostaje, la disponibilidad del espacio necesario y la cantidad de material que se va a compostar los principales factores que influyen en la elección del método de compostaje (Pergola y col., 2018). El tipo de sistema de compostaje elegido influirá también en su capacidad de higienización del material a compostar, en las características del compost obtenido y en aspectos económicos y ambientales del proceso (Valverde-Orozco y col., 2023). Por lo tanto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar

comparativamente la dinámica de inactivación de *P. mirabilis* y *B. cereus* y la evolución de los principales parámetros químicos y biológicos durante el compostaje de lodos generados en la industria del jean, empleando dos sistemas diferentes: pila móvil con aireación por volteo (sistema abierto) y biorreactor de carga estática con aireación forzada (sistema cerrado).

2. Material y Métodos

El experimento se desarrolló en el Centro de Acopio "COMPOSTINGLAB" de la Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador). Se prepararon dos sistemas de compostaje: una pila abierta con ventilación por volteos y un reactor cerrado con aireación forzada. La pila abierta, de 2 × 3 m en base y 1,5 m de altura (1500 kg), se conformó con las siguientes proporciones de residuos expresadas en peso fresco:15% residuos de tomate + 50% lodos de jeans + 35% serrín. En el reactor (capacidad 300 kg) la mezcla de residuos sobre peso fresco fue: 55% residuos de tomate + 10% lodos de jean + 35% serrín. La temperatura se midió diariamente con una sonda portátil. En la pila, esta medida se hizo a 30 cm de profundidad en cinco puntos diferentes. En el reactor, se registró a tres alturas (25, 50 y 75 cm). En la pila, se realizaron volteos al disminuir las temperaturas por debajo del valor mínimo considerado para la etapa termófila (<40°C) para proporcionar oxígeno y homogeneizar la masa de residuos a compostar. En el reactor, la aireación forzada se llevó a cabo mediante la inyección de aire (20 minutos cada 48 horas) desde la base de la mezcla de residuos a través de un tubo de PVC, conformado de forma circular y perforado, conectado a un ventilador. Cuando las temperaturas de la pila y del reactor se acercaron a la temperatura ambiente y ya no se produjeron recalentamiento después de los volteos en el caso de la pila abierta, se consideró que la fase bioxidativa había finalizado. En ese momento se interrumpieron la aireación manual y la aireación forzada y se dejó el compost madurar durante 60 días. La humedad se controló a lo largo del proceso mediante riegos para que estuviera dentro del intervalo de 40-60%. Se recolectaron muestras representativas de la pila y del reactor para hacer una muestra compuesta, las cuales fueron transportada al laboratorio en refrigeración (4 °C). Los muestreos se realizaron al inicio del proceso y después de la etapa de madurez. Todas las muestras se secaron a 60°C, luego se molieron y se tamizaron a 0,5 mm para su posterior análisis. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado. En las muestras tomadas durante el proceso de compostaje se los contenidos de materia orgánica (MO), carbono orgánico total (Corg) y nitrógeno total (Nt) y el índice de germinación (IG), siguiendo las técnicas analíticas descritas por Valverde-Orozco y col. (2023). Asimismo, se efectuaron recuentos microbiológicos específicos para *P. mirabilis* y *B. cereus* conforme a las normas International Organization for Standardization (2004 y 2017). Se utilizó el método DMS (diferencia mínima significativa; $p < 0,05$) para determinar las diferencias significativas en la evolución de cada parámetro en la pila y el reactor durante el proceso de compostaje. Para ello, se utilizó el programa estadístico IBM SPSS 27.

3. Resultados y Discusión

Durante el compostaje en el reactor en los primeros días se observaron diferencias térmicas entre los tres estratos evaluados. El estrato superior (25 cm de profundidad) alcanzó 50°C, mientras que los estratos medio (50 cm) e inferior (75 cm) las máximas temperaturas alcanzadas estuvieron alrededor de 45°C. Este comportamiento se explica porque el aire ingresó por la parte inferior del reactor y ascendió, enfriando las capas inferiores y medias antes de llegar a la capa superior. Posteriormente, la temperatura se estabilizó en todos los estratos en un rango de 30-40°C y descendió por debajo de 25 °C hacia el día 85 (Figura 1), señalando el final de la fase bio-oxidativa. Con respecto a la pila de compostaje, también se registró un rápido aumento de la temperatura durante los primeros días como consecuencia de la proliferación microbiana, alcanzándose valores superiores a 50°C durante las primeras semanas del proceso. En los momentos en los que se produjeron descensos térmicos por debajo de 40ºC la pila se volteó (8 volteos en total) hasta que la temperatura no subió por encima de este umbral y se estabilizó acercándose a la temperatura ambiental, mostrando que la etapa bio-oxidativa había acabado (190 días). Este comportamiento, caracterizado por un ascenso térmico acelerado y una fase termófila prolongada, ha sido igualmente documentado por otros autores en procesos de compostaje de pila con aireación por volteo de lodos mezclados con residuos vegetales (Arqueros y col., 2023). Comparando los perfiles térmicos de ambos procesos, se observó que la etapa termófila y la fase bio-oxidativa fueron más cortas en el

reactor que en la pila. Esto fue probablemente debido a que el porcentaje de lodo textil en la mezcla de residuos del reactor fue menor y a que la masa de residuos en el reactor fue también menor (300 kg en comparación con los 1500 kg de la pila).

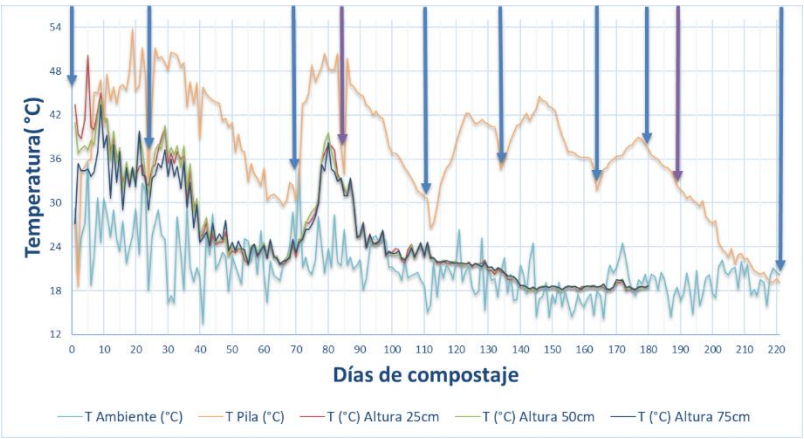


Figura 1. Evolución de la temperatura en el proceso de compostaje en el reactor y en la pila. Las flechas azules indican el momento en que se realizaron los volteos en la pila.

La degradación de la MO a lo largo del proceso de compostaje se reflejó en la notable reducción de su contenido observada en ambos sistemas de compostaje. La reducción de este parámetro fue del 26,5 % y del 40,6 % en el reactor y la pila, respectivamente. El contenido inicial de MO de la pila fue menor que aquel del reactor debido a su menor proporción de residuo de tomate, residuo con más alto contenido orgánico que el lodo textil (datos no mostrados). También, el contenido inicial de Nt fue menor en la mezcla de la pila que en la del reactor debido a su menor contenido de residuo de tomate (residuo con el mayor contenido de Nt de los residuos empleados, dato no mostrado). El contenido de Nt mostró un aumento significativo en el reactor durante el compostaje, posiblemente debido al efecto de concentración generado por la pérdida de masa del material compostado. Sin embargo, en el caso de la pila la concentración de este macronutriente se redujo en el tiempo, lo que podría atribuirse a que la volatilización del amoníaco y la lixiviación de los compuestos nitrogenados fueron mayores en la pila que en el reactor. Esta pérdida de Nt reducen el valor agronómico del compost final y aumentan el impacto medioambiental del proceso de compostaje (Bernal y col., 2017). Como consecuencia de esta reducción del Nt, la relación Corg/Nt aumentó en la pila no siguiendo la evolución normal de reducción a lo largo del proceso observada en el reactor, indicativa de la estabilización y madurez de la MO. El IG aumentó a lo largo del proceso de compostaje en ambos sistemas, alcanzando los dos compost valores finales de este parámetro > 50%, criterio considerado por Zucconi y col. (1981) para indicar ausencia de fitotoxicidad en compost maduros. En el caso de la pila, con mayor proporción de lodo textil, se observó un IG > 50% desde el inicio, probablemente debido al mayor contenido de nutrientes aportados por el lodo. El recuento de *P. mirabilis* disminuyó en ambos sistemas durante el proceso de compostaje. La reducción de este patógeno también ha sido reportada por Alves Ferreira y col. (2023) durante el proceso de compostaje de diferentes estiércoles. En este estudio, la reducción de este microorganismo fue más pronunciada en la pila (98,8 %) que en el reactor (87,1%), pudiéndose atribuir la mayor eficiencia higienizante de la pila a sus periodos termófilos más prolongados en comparación con el reactor. En contraste, *B. cereus* incrementó su población durante el proceso en ambos sistemas, pudiendo asociarse este resultado a su adaptación al ambiente termófilo, siendo este aumento mayor en el caso del reactor que en la pila.

4. Conclusiones

El compostaje demostró ser viable para el tratamiento de los lodos de la industria textil del *jean*, aunque la eficacia del proceso dependió del sistema empleado. El compost final obtenido en la pila tuvo menor valor agronómico debido a su menor contenido de Nt y de MO, ocasionado por el menor contenido de residuo de tomate en la mezcla de la pila y a la mayor degradación de MO y de pérdidas de nitrógeno durante el proceso en comparación con el reactor. El sistema de compostaje

no afectó a la reducción de compuestos fitotóxicos, ya que en ambos procesos se observó un aumento del IG. También, en la pila abierta se alcanzaron temperaturas más elevadas que consiguieron una mayor reducción de *P. mirabilis* y de *B. cereus*. Sin embargo, ninguno de los sistemas de compostaje empleados pudo eliminar notablemente del compost final estos microorganismos, no garantizándose su uso agrícola seguro.

Tabla 1: Principales parámetros medidos durante el proceso de compostaje.

Muestra	MO (%)	Nt (%)	Corg/Nt	IG (%)	*Proteus mirabilis* (UFC/g)	*Bacilus cereus* (UFC/g)
Reactor: (55% tomate, 10% lodo y 35% serrín; 180 días)						
Inicial	71,26	3,06	11,17	34,72	$6,40x10^5$	$4,45x10^4$
Maduro	52,43	3,99	6,9	96,38	$8,25x10^4$	$1,47x10^5$
DMS	1,09	0,29	0,92	0,12	13495,24	52209,49
Pila: (15% tomate, 50% lodo y 35%; 221 días)						
Inicial	47,12	1,29	4,52	82,27	$5,15x10^5$	$5,35x10^4$
Maduro	27,98	0,72	16,05	97,86	$6,05x10^3$	$8,25x10^4$
DMS	0,85	0,21	4,75	0,17	428862,7	32901,85

MO: materia orgánica; Corg: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total; IG: índice de germinación; DMS: mínima diferencia significativa a $P < 0,05$

5. Bibliografía

Alves Ferreira P.F., Ferreira Xavier J., Ferreira Nunes J., Pinto Fonseca I., de Mattos de Oliveira Coelho S., Moreira Soares de Souza M., da Silva Coelho I., 2023. Bacteria and antimicrobial resistance profile during the composting process of wastes from animal production. Braz. J. Microbiol. 54, 157-1167

Araújo A.S.F., Monteiro R.T.R., 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. Chemosphere. 64, 1043-1046.

Arqueros, E., Morales-Vera, R., Roco, R. R., & Gonzalez, A. (2023). Utilización de lodos residuales en el compostaje de orujos y escobajo en la industria vitivinícola. *BIO Web of Conferences*, *56*, 01031.

Bernal M.P., Sommer S.G., Chadwick D., Qing C., Guoxue L., Michel F.C. Jr., 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. Adv. Agron. 144, 143-233.

FAO. (2017). *Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017 de las Naciones Unidas. Aguas residuales: un recurso desaprovechado*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647 (fecha de consulta: 24/3/2026)

International Organization for Standardization. (2004). *ISO 7932:2004 - Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the enumeration of presumptive Bacillus cereus - Colony-count technique at 30 degrees C*. https://www.iso.org/standard/38219.html (fecha de consulta: 24/3/2026)

International Organization for Standardization. (2017). *ISO 21528-2:2017 - Microbiología de la cadena alimentaria - Método horizontal para la detección y enumeración de Enterobacteriaceae - Parte 2: Técnica de recuento de colonias*. https://www.iso.org/standard/63504.html (fecha de consulta: 24/3/2026)

Pergola M., Persiani A., Palese A.M., Di Meo V., Pastore V., D'Adamo C., Celano, G., 2018. Composting: The way for a sustainable agriculture. Appl. Soil Ecol. 123, 744-750

Valverde-Orozco V., Gavilanes-Terán I., Idrovo-Novillo J., Carrera-Beltrán L., Basantes-Cascante C., Bustamante M.A., Paredes C., 2023. Agronomic, economic and environmental comparative of different aeration systems for on-farm composting. Agronomy. 13, 929.

Xie, C., Liu, J., Xie, W., Kuo, J., Lu, X., Zhang, X., He, Y., Sun, J., Chang, K., Xie, W., Liu, C., Sun, S., Buyukada, M., & Evrendilek, F. (2018). Quantifying thermal decomposition regimes of textile dyeing sludge, pomelo peel, and their blends. *Renewable Energy 122*, 55-64.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & DeBertolli, M. (1981). Evaluating Toxicity of Immature Compost. Biocycle, 22, 54–57.

APLICACIÓN DEL MATERIAL AND ENERGY FLOW ACCOUNTING (MEFA) A LA VALORIZACIÓN DE RESIDUOS Y SUBPRODUCTOS DEL SECTOR OLEÍCOLA

Pablo Domouso de Agar[1], Gabriel Beltrán[1], Rafael Guzmán Bayona[1], Roberto García Ruiz[2]

[1]*Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica. Centro Venta del Llano. Ctra. Bailen-Motril, Km. 18,5. Mengíbar, Jaén, 23620.*

[2]*Instituto Universitario de Investigación de olivar y aceites de oliva, Universidad de Jaén. Paraje las Lagunillas. Jaén, Jaén, 23071.*

Correo electrónico: pablo.domouso@juntadeandalucia.es

Resumen: En este trabajo hemos aplicado el Material and Energy Flow Accounting para cuantificar el destino final del carbono (C), el nitrógeno (N) y la energía (E) procedente de la aceituna para molturar de Andalucía (5500000 toneladas) bajo cuatro escenarios de valorización definidos por la proporción de los principales métodos viables de aprovechamiento del alperujo (% orujeras, % compostaje y % gasificación u otros): BAU (97%, 1.5%, 1.5%), COM (50%, 25%, 25%), FER (25%, 50%, 25%) y GAS (25%, 25%, 50%). En el escenario BAU, la mayor parte del C, N y E finaliza en forma de biocombustible, logrando el máximo aprovechamiento energético pero una baja contribución al secuestro de C (2.64 Gg C) y a la producción de fertilizante orgánico (0.13 Gg N). El escenario COM reduciría las emisiones potenciales, destinaría más energía a autoconsumo y menos a biocombustible, y permitiría recuperar 77.21 Gg C para secuestro de C y 2.22 Gg N para fertilización. El escenario FER incrementaría el secuestro de C a 121.25 Gg C y el N para fertilización a 4.45 Gg N, pero disminuiría la energía disponible (autoconsumo y biocombustibles). Finalmente, el escenario GAS supondría un nivel elevado de secuestro de C (110.36 Gg C) y capacidad de producción eléctrica (2.55 PJ), pero reduciría el N disponible para fertilización (2.22 Gg N). Estos resultados apuntan a la necesidad de diversificar las estrategias de valorización a través de las agroindustrias con el objetivo de cubrir distintas necesidades como secuestro de carbono, fertilización, o producción de energías renovables.

Palabras clave: alperujo, carbono, nitrógeno, energía, economía circular.

1. Introducción

El 60% del peso seco, el 50% del carbono (C), el 97% del nitrógeno (N) y el 44% de la energía (E) contenidos en la aceituna se transfieren al alperujo de dos fases, el principal subproducto de la industria oleícola en Andalucía. De entre los métodos de valorización del alperujo, los que han demostrado mayor viabilidad técnica y/o económica son: 1) la extracción en orujeras, 2) el compostaje y 3) la gasificación (Polonio Baeyens, 2025). Las orujeras se han implantado como el modelo de valorización más rentable, acaparando actualmente el 97% de la gestión del alperujo de Andalucía, gracias a su capacidad de procesar grandes volúmenes de alperujo, obteniendo aceite de orujo y biocombustible (hueso y orujillo). En segundo lugar se sitúa el compostaje de alperujo, el cual ha demostrado una gran viabilidad técnica para producir una enmienda orgánica de calidad, aunque solo canaliza un 1.5% del alperujo debido a su menor rentabilidad y la baja disponibilidad de estiércol. Por último, la gasificación es un método reciente que permite producir energía renovable (syngas) y un producto apto como enmienda orgánica con un alto contenido de carbono estabilizado permanentemente (biochar), pero su implantación es aún anecdótica dadas las barreras económicas y administrativas. La coyuntura actual marcada por la necesidad de reponer la fertilidad de los suelos agrícolas, mitigar el cambio climático y buscar alternativas a las energías

fósiles, ha provocado una competencia por el uso de subproductos y residuos agrícolas (Libutti et al., 2021). Hasta la fecha no existe ningún estudio que evalúe de manera comparada el impacto de los distintos métodos de valorización del alperujo en los flujos de C, N y E. Esta aproximación bioeconómica contribuiría a discernir qué vías de valorización pueden ser más beneficiosas a escala regional basándonos en criterios ecológicos. Por ello, este trabajo tiene como objetivo evaluar estos flujos siguiendo la metodología Material and Energy Flow Accounting bajo distintos escenarios que combinan los principales métodos de valorización.

2. Material y Métodos

La metodología de este trabajo consta de dos fases. En primer lugar, hemos cuantificado la magnitud de los flujos de C, N y E (i.e. Material and Energy Flow Accounting), para los tres métodos de valorización mencionados: las orujeras, el compostaje y la gasificación. Para ello, hemos realizado una revisión bibliográfica para determinar: i) los productos, subproductos y residuos generados a lo largo del proceso de valorización en cada método, ii) el contenido de humedad, C, N y E de los productos y subproductos implicados en cada método, y iii) la distribución del C, N y E desde los productos a sus derivados a lo largo del proceso de valorización. La Tabla 1 muestra los contenidos de humedad, C, N y E de los distintos productos, subproductos y residuos. Para determinar la distribución del C, N y E desde los distintos productos a sus derivados (p.e. o desde el alperujo al hueso y al alperujo deshuesado) se han consultado fuentes adicionales (Barranco et al., 2008; La Cal Herrera, 2020; Polonio Baeyens, 2025).

Tabla 1. Contenido de humedad, carbono (C), nitrógeno (N) y valor calorífico superior (E) de los distintos productos, subproductos y residuos implicados en los procesos de valorización del alperujo.

Producto / subproducto / residuo	Humedad (kg kg^{-1})	C (g kg^{-1})	N (g kg^{-1}1)	E (MJ kg^{-1})
Fruto	0.50[a]	615.0[a]	6.35[b]	28.42[b]
Aceite	0.02[c]	772.00[d]	0.28[d]	39.70[e]
Alperujo	0.65[f,g]	534.33[a,g,h]	10.40[a,g,h]	20.90[a]
Hueso	0.18[i]	512.00[i]	1.53[i]	20.46[i]
Alperujo deshuesado (seco)	0.12[c]	-	-	-
Aceite de orujo	0.02[c]	772.00[d]	0.28[d]	39.70[e]
Orujillo	-	-	-	18.8[j,k]
Biochar	0.03[c]	621.33[a,l]	15.00[a,l]	23.33[m]
Syngas	-	-	-	5.89[n]
Compost de alperujo	0.35[h]	284.00[h,p]	16.7[h,p]	-

[a]Datos propios de proyectos previos (SUSTAINOLIVE, GASOLIVE); [b]Dato reconstruido a partir del contenido de energía y nitrógeno del aceite y el alperujo; [c]Criterio experto; [d]Telloli y Rizo, 2019; [e]Gravalos y col., 2008; [f]IOOC, 2006; [g]Alburquerque y col., 2004; [h]Canet y col., 2008; [i]Mata-Sánchez y col., 2013; [j]Tawarah, 2019; [k]Lajili y col., 2018; [l]De Oliveira Paiva, 2024; [m]Grioui y col., 2023; [n]De la Torre Maroto y col., 2020; [p]Gómez-Muñoz y col., 2013.

En segundo lugar, hemos simulado los flujos de C, N y E para una producción promedio de aceituna de almazara en Andalucía para las campañas 2019-2023 (5500000 toneladas) bajo cuatro escenarios que combinan los tres métodos de valorización en distintas proporciones. El escenario *Business as usual* (BAU) refleja la situación actual, en la que las orujeras gestionan el 97% del alperujo, el compostaje el 1.5% y el restante 1.5% se gestiona por otros métodos. El escenario *Combustión* (COM) destinaría un 50% del alperujo a las orujeras, mientras que compostaje y gasificación acapararían un 25% cada uno, respectivamente. El escenario *Fertilización* (FER) destinaría un 50% del alperujo al compostaje, y dejaría un 25% para orujeras y otro 25% para

gasificación. Por último, el escenario *Gasificación* (GAS) destinaría un 50% del alperujo a la gasificación, un 25% a las orujeras y otro 25% al compostaje. Una vez calculado los flujos finales de C, N y E de cada escenario, éstos se han clasificado según su destino. Hemos considerado como *Alimento* el C, N y E contenidos en el aceite y el aceite de orujo; como *Secuestro de C*, el C contenido en el biochar; como *Biocombustible*, el C, N y E contenidos en el hueso y el orujillo; como *Fertilización*, el N del compost; como *Cadenas tróficas*, la E contenida en el compost; como *Autoconsumo*, la E aprovechada por la agroindustria; como *Inmovilizado*, la E y el N del biochar; como *Otros,* el C, N y E de usos no definidos; y como *Atmósfera* o *Pérdida*, todo el C y N emitido y la E disipada durante los procesos de combustión y descomposición.

3. Resultados y Discusión

3.3. Resultados

La molturación de 5500000 toneladas de aceituna supone una movilización estimada de 1691.25 Gg de C, 17.47 Gg de N y 78.16 PJ de E en Andalucía. El uso final de estos elementos para cada escenario aparece reflejado en la Figura 1.

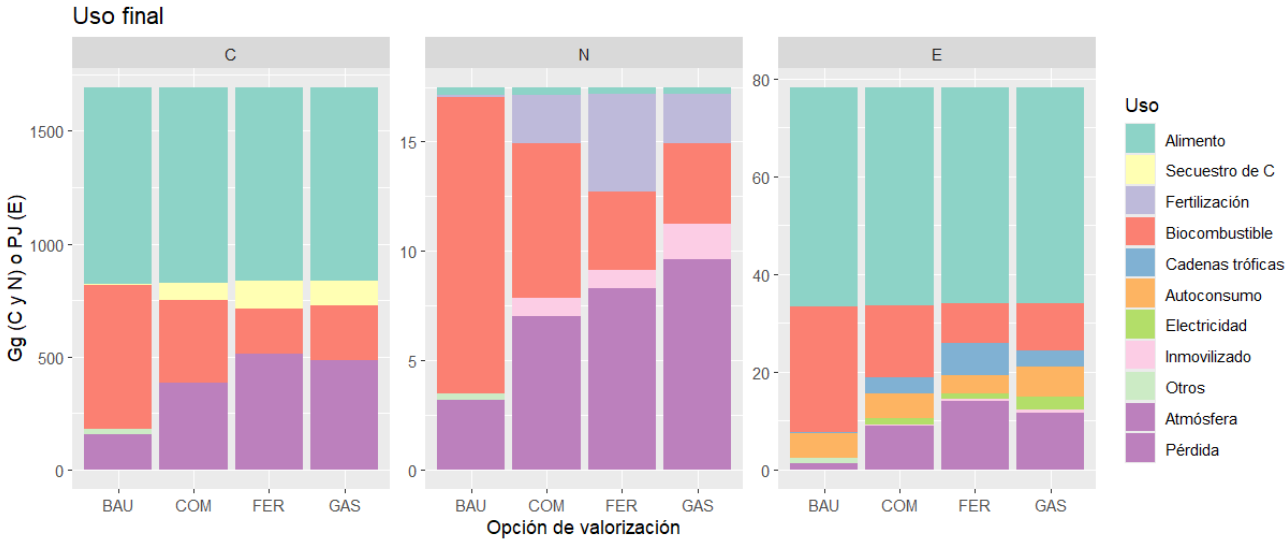


Figura 1. Uso final del C, N y E según los distintos escenarios de valorización.

En el escenario BAU, la mayor parte del C, N y E del alperujo acaba en forma de biocombustible (hueso y orujillo), logrando el máximo aprovechamiento energético. Sin embargo, este resultado se obtiene a costa de una baja contribución tanto al secuestro de C, que alcanza únicamente los 2.64 Gg C, como a la producción de fertilización orgánica, limitada a 0.13 Gg N. El escenario COM, por su parte, destinaría más energía a autoconsumo y menos a biocombustible y reduciría las emisiones potenciales de C, es decir, las emitidas a la atmósfera en el aprovechamiento de energía de autoconsumo y las que se emitirían al consumirse el biocombustible. Además, permitiría destinar 77.21 Gg C a secuestro de C y 2.22 Gg N a fertilización. El escenario FER maximizaría tanto el secuestro de C, que alcanzaría los 121.25 Gg C, como el N para fertilización a 4.45 Gg N, pero disminuiría la energía útil, debido a las pérdidas no aprovechables de la descomposición del compost. No obstante, la energía contenida en el compost es clave para alimentar las cadenas tróficas del suelo. Finalmente, el escenario GAS resultaría en un nivel elevado de secuestro de C, que alcanzaría los 110.36 Gg C, con una gran proporción estabilizado a largo plazo en el biochar y

otra pequeña proporción destinada a compost. Este C no alimentaría las cadenas tróficas del suelo, pero contribuiría notablemente a la mitigación del cambio climático. El escenario GAS es además el que más contribuiría a la producción de energía eléctrica renovable, con 2.55 PJ, pero reduciría el N disponible para fertilización a 2.22 Gg N.

3.2. Discusión

Si bien estos datos no tienen precedentes en la literatura, remarcan que las bio-industrias son una pieza clave para gestionar los recursos a escala regional tal y como se ha discutido en trabajos previos (Polonio Baeyens, 2025).

Actualmente la decisión de hacia dónde se orientan los subproductos y residuos agrícolas responde principalmente a la rentabilidad económica, como lo demuestra el liderazgo del modelo de orujera. Se espera que factores como la previsible subida de precios de los fertilizantes de síntesis y de los combustibles fósiles, o la presión política para implementar medidas de mitigación del cambio climático, influya decisivamente en las vías de aprovechamiento de estos recursos (Polonio Baeyens, 2025). Autores como Libutti et al. (2021) proponen el uso de indicadores para decidir hacia donde orientar los subproductos o residuos agrícolas según criterios ecológicos. Trabajos complementarios al que aquí presentamos podrían tratar de definir esos criterios ecológicos a nivel de Andalucía, contribuyendo a la apuesta por alternativas como el compostaje o la gasificación.

4. Conclusiones

Este trabajo subraya la necesidad de diversificar las estrategias de valorización ante una coyuntura en la que habrá que atender a distintas demandas ecológicas y económicas como la reposición de la fertilidad del suelo, la mitigación del cambio climático o la obtención de energías renovables. La aplicación del Material and Energy Flow Accounting es una herramienta fundamental para conocer el potencial que tiene Andalucía de cubrir estas demandas. La diversificación de las opciones de valorización del alperujo permite responder de forma equilibrada a las demandas energéticas, agronómicas y climáticas del territorio.

5. Bibliografía

Barranco, D., Fernández-Escobar, R., Rallo, L. (Eds.), 2008. El cultivo del olivo, 6th ed. MULTIPRENSA, Madrid.

La Cal Herrera, J.A., 2020. Estrategias para la transformación de las industrias del sector oleícola (almazaras y extractoras de aceite de orujo) en bioindustrias. DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE JAÉN Consejo Económico y Social de la provincia de Jaén, Jaén.

Libutti, A., Cammerino, A.R.B., Monteleone, M., 2021. Management of Residues from Fruit Tree Pruning: A Trade-Off between Soil Quality and Energy Use. Agronomy 11, 236. https://doi.org/10.3390/agronomy11020236

Polonio Baeyens, D., 2025. La bioeconomía circular en el sector oleícola: un análisis económico de sus subproductos orientado al apoyo en la toma de decisiones públicas y privadas (Tesis doctoral). Universidad de Córdoba, Córdoba, España.

VALORIZACIÓN Y COMPOSTABILIDAD DE LA BIOMASA DE CARDO EN SISTEMAS ABIERTOS DE COMPOSTAJE EN PILA

Lorena Zajara Serrano[1], Elena Ordiales Rey[1], Jesús Jiménez Mateo[1], Juan Ignacio Gutiérrez Cabanillas[1], Jesús Gil Soto[1], Antonio Sánchez Sánchez[1], Luis Manuel Muñoz-Reja Mora[1]

[1]CENTRO TECNOLÓGICO NACIONAL AGROALIMENTARIO. Carretera Villafranco a Balboa km 1,2

Correo electrónico: lzajara@ctaex.com

Resumen: Durante 2025 se llevó a cabo un ensayo de compostaje en pila al aire libre para evaluar la compostabilidad de la biomasa de cardo y su función como material estructurante, en el marco del proyecto GO Cynara, orientado a la valorización tecnológica de *Cynara cardunculus*. Este proceso se plantea como una vía de aprovechamiento integral de la biomasa residual tras la recolección de las flores, principal fracción de interés industrial. La pila se conformó con estiércol de caballo, alperujo y biomasa de cardo, incorporada en un 29,2 %. Este material presentó baja humedad, baja densidad y elevada relación C/N, propiedades que favorecen la porosidad y la aireación. La mezcla inicial alcanzó una humedad del 56,88 % y una relación C/N de 28,60, condiciones adecuadas para iniciar el compostaje. A pesar de las lluvias persistentes, que incrementaron la humedad y obligaron a volteos frecuentes, la biomasa de cardo contribuyó a mantener la estructura de la pila, evitando condiciones anaerobias. La aparición temprana de actinomicetos confirmó una actividad aeróbica adecuada. Durante el proceso se alcanzaron temperaturas superiores a 70 ºC, garantizando la higienización. Los análisis finales mostraron ausencia de *Salmonella*, niveles aceptables de *E. coli* y concentraciones de metales pesados compatibles con un compost de Clase A. La relación C/N final de 10,46 evidenció la estabilización del producto. En conjunto, la biomasa de cardo demostró una excelente compostabilidad y un elevado potencial de valorización, contribuyendo a la obtención de un compost higienizado, estable y alineado con los objetivos del proyecto.

Palabras clave: *Cynara cardunculus*, grupo operativo Cynara, higienización, estructurante y

1. Introducción

El compostaje es una alternativa sostenible para la gestión de subproductos, cuya eficacia depende de factores como la aireación, la humedad y la relación C/N, que determinan la calidad del producto final.

El cardo (*Cynara cardunculus*) es un cultivo de creciente interés industrial, especialmente por el aprovechamiento de sus flores como fuente de coagulantes naturales. Tras su recolección genera una considerable cantidad de biomasa residual, cuyo manejo representa un reto. Dado que los residuos lignocelulósicos pueden actuar como agentes estructurantes mejorando la porosidad y la aireación (Bernal et al., 2009), este trabajo tiene como objetivo evaluar la compostabilidad de la biomasa de cardo y su efecto sobre el proceso y la calidad del compost obtenido.

2. Material y Métodos

2.1 Diseño experimental

El ensayo se llevó a cabo durante el año 2025 mediante compostaje en pila al aire libre en la finca experimental de CTAEX (Centro Tecnológico Nacional Agroalimentario) en el polígono 182, parcela 197 y recinto 3 según el SIGPAC (6:900:0:0:182:197:3), en la zona destinada como planta de compostaje.

El tamaño de la pila era de aproximadamente 10 metros de longitud, dimensiones requeridas para reproducir condiciones reales de manejo a escala semiindustrial.

2.2 Materias primas y preparación de la mezcla

La pila se diseñó a partir de una mezcla de alperujo, estiércol de caballo y biomasa de cardo (*Cynara cardunculus),* en proporciones de 35,8 %, 35,0 % y 29,2 % en peso, respectivamente.

Previamente al diseño de la pila, se llevó a cabo la caracterización inicial de las materias primas empleadas. Para ello, se determinaron diversos parámetros fisicoquímicos, incluyendo pH y conductividad eléctrica mediante potenciometría; humedad y densidad por métodos gravimétricos; y el contenido en carbono y nitrógeno orgánico mediante análisis LECO. A partir de estos últimos se calculó la relación C/N, un indicador clave para evaluar la idoneidad de la mezcla en el proceso de compostaje.

La mezcla inicial se ajustó para alcanzar una relación C/N de 28,6 y un contenido de humedad del 56,88 %. La formación de la pila se realizó de manera secuencial el 13 de febrero, disponiendo en primer lugar la biomasa de cardo, posteriormente el estiércol de caballo y, por último, el alperujo.

2.3 Seguimiento del proceso

Durante el desarrollo del ensayo se monitorizaron parámetros clave como la temperatura y la humedad. La temperatura se registró periódicamente para evaluar la evolución de las fases del compostaje (mesófila, termófila y maduración).

Figura 1. Estado el 13 de febrero (constitución de la pila)

Figura 2. Estado el 28 de marzo

El control de la humedad se realizó mediante la prueba manual del “puño”, permitiendo estimar de forma rápida el contenido hídrico del material y orientar las decisiones de manejo.

Las condiciones climáticas, caracterizadas por lluvias frecuentes, influyeron en el desarrollo del proceso. Para contrarrestar el exceso de humedad y evitar condiciones anaerobias, se realizaron

volteos periódicos que favorecieron la aireación y la homogeneización de la mezcla. Asimismo, se efectuaron ajustes en la disposición de la pila mediante amontonados para mantener su estructura.

2.4 Evaluación de resultados

Al finalizar el proceso, se realizaron análisis fisicoquímicos y microbiológicos del compost obtenido. Entre los parámetros fisicoquímicos se incluyeron la humedad (gravimetría), el pH y la conductividad eléctrica (potenciometría), así como indicadores de calidad y fertilidad, tales como la materia orgánica (valoración), el nitrógeno total orgánico (Kjeldahl), el fósforo soluble y el potasio total (gravimetría), y la relación C/N (análisis elemental). Por su parte, la evaluación microbiológica comprendió la detección de patógenos, incluyendo Salmonella spp. (cultivo en tres tipos de agar y pruebas bioquímicas) y Escherichia coli (medio TBX a 44 °C durante 48 h). Adicionalmente, se determinó el contenido en metales pesados mediante ICP, siguiendo las metodologías estándar para la evaluación de la calidad del compost.

3. Resultados y Discusión

3.1 Evolución de los parámetros del proceso

La temperatura aumentó rápidamente tras la formación de la pila, superando los 70 ºC durante la fase termófila, lo que evidenció una elevada actividad microbiológica y permitió la higienización del material (Bernal et al., 2009). Posteriormente, descendió de forma progresiva hasta valores próximos a la temperatura ambiente, indicando la fase de maduración. Este comportamiento térmico se asocia a una adecuada proporción de nutrientes y aireación (Haug, 1993). La humedad presentó incrementos puntuales debido a precipitaciones, aunque se mantuvo dentro de rangos adecuados mediante volteos. La biomasa de cardo evitó la compactación y favoreció la aireación, en línea con el papel de los materiales lignocelulósicos (Kulcu y Yaldiz, 2004). La presencia de actinomicetos y la ausencia de condiciones anaerobias confirmaron un proceso adecuado. En conjunto, la pila mantuvo una estructura porosa, destacando el cardo como agente estructurante eficaz y su contribución a la estabilidad y calidad del compost (Sánchez-Monedero et al., 2001), además de favorecer el equilibrio de la relación C/N.

3.2 Calidad del compost final

Las siguientes tablas recogen los resultados agrupados por parámetros, destacándose los más relevantes.

Tabla 1. Contenido de las formas de nitrógeno y macronutrientes

N amoniacal %	N orgánico %	N amoniacal %	N nítrico %	N ureico %	N total %	K2O %	P2O5 %
0,05	0,55	0,01	0,02	0,63	0,05	0,93	0,37

Tabla 2. Materia orgánica, pH, conductividad y humedad en el compost

Materia orgánica %	pH	Conductividad µS/cm	Humedad %	Relación C/N
29,0	8,84	15,19	48,44	10,46

Tabla 3. Metales pesados en el compost

Mercurio ppb	Cadmio ppb	Plomo ppb	Cobre ppb	Niquel ppb	Zinc ppb	Cromo ppb
<10	328,25	1795,5	12,20	<10	28,28	43310

Tabla 4. Resultado microbiológico del compost

E. Coli u.f.c./g	Salmonella ausencia/presencia-25g
8,0x102	AUSENCIA

Los análisis finales confirmaron la ausencia de *Salmonella*, niveles de *Escherichia coli* dentro de los límites normativos (Tabla 4) y concentraciones de metales pesados (Tabla 3) compatibles con un compost de Clase A. La relación C/N final fue de 10,46 (Tabla 2), indicando un elevado grado de estabilización.

La adecuada higienización se corresponde con las altas temperaturas alcanzadas. La reducción de la relación C/N hasta valores cercanos a 10 indica madurez del compost (Bernal et al., 2009).

4. Conclusiones

La biomasa de cardo demostró una elevada aptitud como material estructurante, mejorando la aireación y manteniendo condiciones aeróbicas. El proceso de compostaje fue adecuado, alcanzando temperaturas higienizantes y evitando la compactación pese a las lluvias. El compost final cumplió los requerimientos del RD 506/2013 (Clase A), evidenciando la viabilidad del cardo como alternativa para obtener un producto de alta calidad.

5. Bibliografía

Sánchez M., González J.L., 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technol.* 96, 1117-1123.

Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. Bioresource Technology, 100(22), 5444–5453.

Haug, R. T., 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers.

Kulcu, R., & Yaldiz, O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. Bioresource Technology, 93(1), 49–57.

6. Agradecimientos

Proyecto cofinanciado por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

OPTIMIZACIÓN DEL VERMICOMPOSTAJE DE FORS MEDIANTE INCORPORACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE ALMAZARA Y ADITIVOS ESTIMULANTES

Diego Castellano Sánchez[1], Marcos Quijada[1], Álvaro Espuny[2], Laura Delgado[3], Germán Tortosa[3]

[1]IES Francisco Rodríguez Marín, Osuna (Sevilla).

[2]Carboliva SL, Osuna (Sevilla).

[3]Experimental del Zaidin (EEZ-CSIC), 18008, Granada.

Correo electrónico: dcassan121@g.educaand.es

Resumen: La valorización de la fracción orgánica de recogida separada (FORS) mediante vermicompostaje constituye una estrategia de interés para la gestión sostenible de biorresiduos y el aprovechamiento de subproductos agroindustriales. En este trabajo se evalúa la influencia del precompostaje, de distintas formulaciones elaboradas con FORS, suelo de olivar y hojín, y del empleo de diferentes aditivos sobre la viabilidad del proceso de vermicompostaje. Las mezclas fueron sometidas a una fase previa de precompostaje, monitorizando su evolución mediante parámetros fisicoquímicos como temperatura, humedad, pH, conductividad eléctrica, densidad aparente, capacidad de campo y relación C/N. Posteriormente se realizaron ensayos de supervivencia y colonización con *Eisenia fetida* y pruebas específicas para evaluar el efecto de distintos aditivos, incluyendo alperujo, biochar de hueso, biochar de pulpa y granzas de café. Los resultados confirmaron que el precompostaje redujo la toxicidad inicial del sustrato y favoreció el establecimiento de las lombrices. La relación C/N y la proporción de suelo de olivar condicionaron la supervivencia y colonización, destacando la mezcla PCG4 (60 % de FORS, 40 % de suelo de olivar y 10 % de hojín) como la formulación más equilibrada. Entre los aditivos ensayados, el biochar de hueso produjo la respuesta más favorable sobre las lombrices, mientras que las dosis elevadas de alperujo y biochar de pulpa mostraron efectos negativos. Los resultados ponen de manifiesto que la combinación de precompostaje, una formulación adecuada de las mezclas con subproductos de almazara, y la incorporación de biochar permiten optimizar el vermicompostaje de FORS.

Palabras clave: FORS, vermicompostaje, biochar, *Eisenia fetida*, precompostaje.

1. Introducción

La valorización de la fracción orgánica de recogida separada (FORS), constituye uno de los principales retos de la economía circular (Geissdoerfer et al., 2017). El vermicompostaje representa una alternativa complementaria al compostaje convencional (Domínguez et al., 2011), aunque la elevada humedad, la baja relación C/N y la posible presencia de compuestos fitotóxicos limitan la incorporación directa de FORS. El empleo de materiales estructurantes procedentes del olivar, y de aditivos potenciadores del proceso puede favorecer la estabilización del sustrato y mejorar la respuesta biológica de las lombrices. El objetivo de este trabajo ha sido optimizar el vermicompostaje de FORS mediante el empleo de subproductos de almazara, evaluando el efecto del precompostaje sobre la supervivencia y colonización de Eisenia fetida, y la influencia de distintos aditivos tales como biochar y alperujo sobre el desarrollo del proceso (González-Moreno et al., 2020).

2. Material y Métodos

Se establecieron cultivos madre de Eisenia fetida utilizando sustratos de cría propios previamente estabilizados, empleados como fuente homogénea de individuos para todos los ensayos experimentales. Estos sustratos fueron caracterizados mediante el seguimiento de parámetros fisicoquímicos y biológicos, incluyendo densidad poblacional y tasa de reproducción de las lombrices, con el fin de garantizar unas condiciones iniciales estables antes del inicio de los ensayos. A partir de la FORS recogida selectivamente y de subproductos procedentes del olivar (suelo de olivar, hojín y otros materiales estructurantes), se formularon distintas mezclas sometidas a una fase previa de dos semanas de precompostaje. Las proporciones de estas seis mezclas (Tabla 1) iban desde 90:10 (FORS:tierra de olivar) a 40:60 (%p/p).

Todas las mezclas fueron suplementadas con una cantidad de hojín sin triturar equivalente al 10% del peso de la mezcla final. Durante este periodo se monitorizó su evolución mediante el control de la pérdida de peso, la aireación, la temperatura, la humedad, el pH, la conductividad eléctrica, la densidad aparente, la capacidad de campo y la relación C/N, evaluándose posteriormente su aptitud para el vermicompostaje mediante ensayos de colonización y supervivencia con lombrices. Sobre las mezclas más prometedoras se realizaron posteriormente ensayos con aditivos potencialmente estimulantes, incluyendo biochar de hueso, biochar de pulpa, alperujo y granzas de café, mediante pruebas de supervivencia en sustratos de cría y ensayos de estimulación sobre mezclas precompostadas. Cada tratamiento se dispuso en tres réplicas independientes, y para el análisis estadístico se recurrió al contraste no paramétrico de Kruskal–Wallis. En todos los análisis se adoptó un nivel de signifcación de $\alpha = 0,05$.

Tabla 1. Tabla de componentes para las mezclas de FORS y suelo de olivar en proporciones crecientes, con suplemento de 10% de hojín (p/p), y comparación del grado de colonización y supervivencia de lombrices tras el precompostaje de las mezclas.

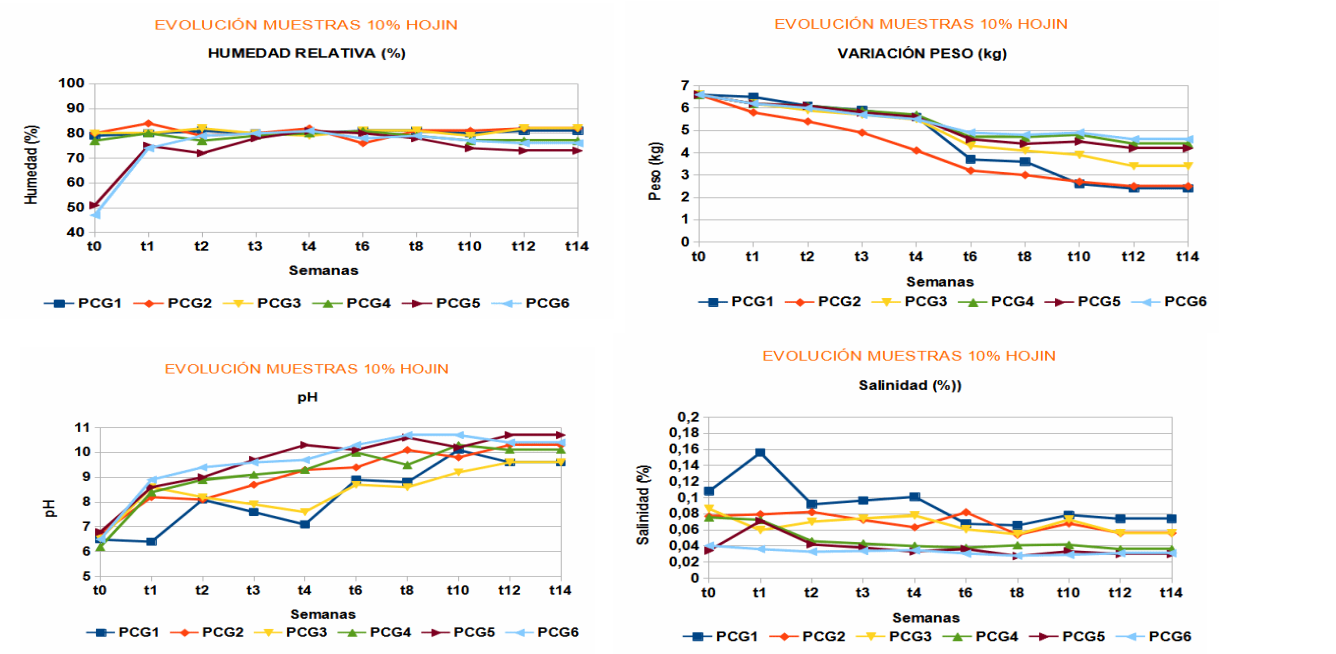
	Mezcla base		Adicional	Duración	Relación C/N		Colonización	Supervivencia		
Denominación	FORS (% p/p)	Suelo (% p/p)	Hojín (% p/p)	Semanas	t2	t6	t0	t4	t6	t14
PCG 1	90	10	10	14	23	19	++	+	-	-
PCG 2	80	20	10	14	19	20	++	-	-	-
PCG 3	70	30	10	14	25	23	++	+	-	-
PCG 4	60	40	10	14	30	26	++	+	+	++
PCG 5	50	50	10	14	31	30	++	+	++	++
PCG 6	40	60	10	14	32	33	+++	++	+++	+++
	Troceados	*Tamizado*	*Sin triturar*	*Sin lixiviación*						

3. Resultados y Discusión

Durante el periodo de precompostaje se registró una pérdida progresiva de masa en todas las formulaciones, especialmente intensa durante las primeras semanas, coincidiendo con la máxima actividad microbiológica y la degradación de la fracción orgánica fácilmente biodegradable. Paralelamente, los parámetros fisicoquímicos evolucionaron hacia condiciones más estables y dentro de los rangos óptimos para lombricultura (Moreno Casco et al., 2008), observándose una disminución gradual de la humedad y de la salinidad, así como una estabilización de la relación C/N dentro de intervalos compatibles con el establecimiento de *Eisenia fetida* (Figura 1).

Los ensayos de colonización pusieron de manifiesto que la supervivencia de las lombrices estuvo condicionada tanto por la proporción de suelo de olivar como por la cantidad y granulometría del material estructurante (Tabla 1). El incremento progresivo del contenido de

suelo favoreció la adaptación biológica de las lombrices, mientras que el aumento del hojín mejoró



la aireación y redujo la compactación del sustrato, facilitando su penetración y actividad.

Figura 1. Evolución temporal de las mezclas de FORS y suelo de olivar en proporciones crecientes, con suplemento de 10% de hojín (p/p).

No obstante, una proporción excesiva de suelo provocó una alcalinización progresiva del sistema, alcanzándose valores finales de pH próximos a 10, superiores al intervalo óptimo recomendado para vermicompostaje. Entre las formulaciones evaluadas, la mezcla PCG4 (60 % FORS, 40 % suelo de olivar y 10 % de hojín) representó la mejor solución de compromiso al combinar una elevada capacidad de valorización de biorresiduos con una relación C/N adecuada y una respuesta biológica satisfactoria.

Una vez seleccionadas las formulaciones más prometedoras (PCG3 y PCG4), se evaluó el efecto de diferentes aditivos potencialmente bioestimulantes sobre la actividad de Eisenia fetida. Los resultados mostraron una clara respuesta dependiente del tipo de aditivo y de la dosis aplicada, evidenciando que no todos los materiales considerados bioestimulantes ejercen un efecto positivo sobre el proceso. Los ensayos a pequeña escala permitieron identificar al biochar de hueso como el tratamiento con mayor potencial, manteniendo elevados porcentajes de supervivencia y una respuesta biológica favorable en un amplio rango de concentraciones. Por el contrario, el biochar de pulpa y el alperujo mostraron una mayor dependencia de la dosis, mientras que las granzas de café presentaron una respuesta limitada como estimulante del proceso (Figura 2). Las pruebas de colonización realizadas en vermicomposteras de 250 L confirmaron estas tendencias en condiciones más próximas a una aplicación real.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos evidencian que el precompostaje constituye una etapa indispensable para estabilizar las mezclas de FORS y subproductos de almazara, reduciendo su toxicidad inicial y favoreciendo la colonización y supervivencia de Eisenia fetida. Entre las formulaciones evaluadas, las mezclas con un equilibrio adecuado entre FORS, suelo de olivar y hojín, particularmente la formulación PCG4, ofrecieron las mejores condiciones para el desarrollo de las lombrices y la obtención de un sustrato biológicamente estable. Asimismo, los ensayos con aditivos demostraron que su efecto depende del material empleado, destacando el biochar de hueso como la alternativa más eficaz para mejorar la respuesta biológica del proceso, mientras que el biochar de pulpa y el alperujo presentaron efectos limitantes a dosis elevadas. En conjunto, estos resultados confirman que la combinación de precompostaje, una formulación optimizada de las mezclas y la incorporación de biochar permite mejorar la eficiencia del vermicompostaje de FORS y residuos de almazara.

Aditivo (% p/p)	20 %	10 %	5 %	Tendencia general
Granzas de café (GC)	★★★★☆	★★★★★	★★★★☆	Respuesta óptima a dosis intermedia
Biochar de hueso (BH)	★★★★☆	★★☆☆☆	★★☆☆☆	Requiere dosis elevadas
Biochar del pulpa (BP)	☆☆☆☆☆	☆☆☆☆☆	★☆☆☆☆	Efecto consistentemente negativo
Alperujo (AP)	★☆☆☆☆	★★☆☆☆	★★★★☆	Efecto dependiente de la dosis

★★★★★	★★★★☆	★★★☆☆	★★☆☆☆	★☆☆☆☆
Excelente (muy alta eficacia)	Muy buena (alta eficacia)	Moderada (eficacia media)	Baja (poca eficacia)	Muy baja (eficacia nula o negativa)

Figura 2. Matriz de eficacia de aditivos para acelerar el vermicompostaje. Relación dosis-respuesta global para ensayos de tolerancia y eclosión de cocones.

5. Bibliografía

Domínguez J., Edwards C.A., 2011. Relationships between composting and vermicomposting: Relative values of the products. En: C.A. Edwards, N.Q. Arancon, R. Sherman (Eds.) Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management. CRC Press, Boca Raton, pp. 11-26.

Geissdoerfer M., Savaget P., Bocken N.M.P., Hultink E.J., 2017. The Circular Economy: A new sustainability paradigm? J. Clean. Prod. 143, 757-768.

González-Moreno, M. A.; García Gracianteparaluceta, B.; Marcelino Sádaba, S.; Zarategui Urdin, J.; Robles Domínguez, E.; Pérez Ezcurdia, M. A.; Seco Meneses, A. (2020). Feasibility of Vermicompostng of Spent Cofee Grounds and Silverskin from Cofee Industries: A Laboratory Study. Agronomy, 10 (8),1125.

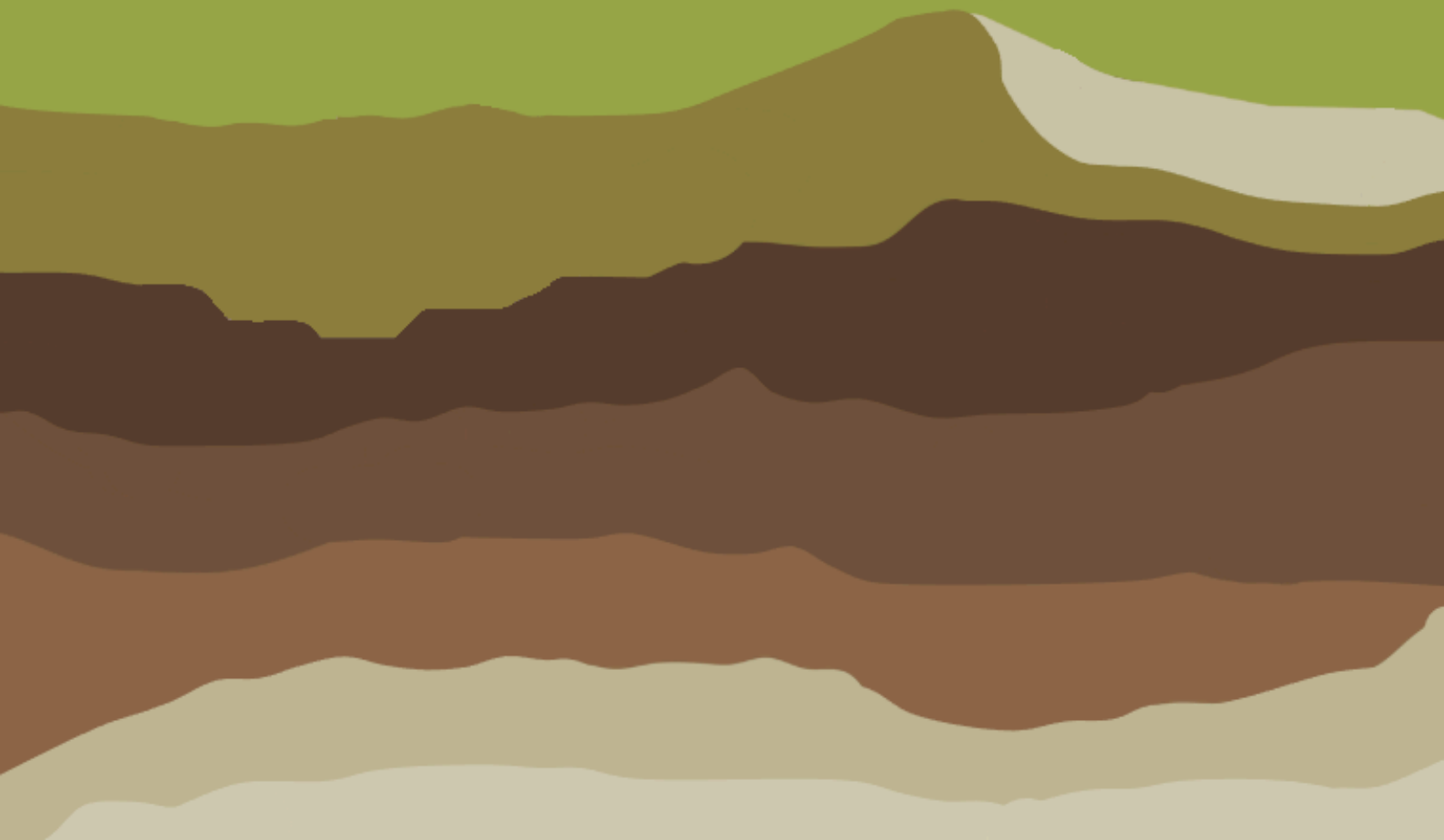
Moreno Casco J., Moral Herrero R., 2008. Compostaje. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 570 pp.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida a través del programa Investiga y Descubre de la Consejería de Desarrollo Educativo y Formación Profesional de la Junta de Andalucía, así como la colaboración del alumnado participante en el desarrollo experimental del trabajo.

CSIC

EEZ

UNIVERSIDAD DE GRANADA

COMPOSTAJE RED ESPAÑOLA