



Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías
Agrarias, Agroambientales y Alimentarias



Universidad Miguel Hernández de Elche

NEW COMPOSTING SCENARIOS FOR MUNICIPAL ORGANIC WASTE MANAGEMENT IN THE CIRCULAR ECONOMY FRAMEWORK: EVALUATION OF THE PROCESSES AND QUALITY OF THE FINAL COMPOSTS

Dña. Cristina Aurora Álvarez Alonso

Directora de la tesis

Dra. Dña. María de los Ángeles Bustamante Muñoz

Codirectora de la tesis

Dra. Dña. María Dolores Pérez Murcia

Universidad Miguel Hernández de Elche

- 2025 -



La presente Tesis Doctoral, titulada “New composting scenarios for municipal organic waste management in the circular economy framework: evaluation of the processes and quality of the final composts”, se presenta bajo la modalidad de **tesis por compendio** de las siguientes **publicaciones**:

- **MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN A DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIO: ASSESSMENT OF THE PROCESS REPRODUCIBILITY AND QUALITY OF THE OBTAINED COMPOSTS. 2024.** Cristina Álvarez-Alonso, María Dolores Pérez-Murcia, Silvia Sánchez-Méndez, Encarnación Martínez-Sabater, Ignacio Irigoyen, Marga López, Isabel Nogués, Concepción Paredes, Luciano Orden, Ana García-Rández and María Ángeles Bustamante. *Agronomy* (Q1, 3.3, Agronomy (JCR 2023)). <https://doi.org/10.3390/agronomy14010054>
- **INTEGRATED BIOWASTE MANAGEMENT BY COMPOSTING AT A UNIVERSITY CAMPUS: PROCESS MONITORING AND QUALITY ASSESSMENT. 2025.** Álvarez-Alonso, C., Dolores Pérez-Murcia, M., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., Sánchez-Arizmendiarieta, J., Plana, R., López, M., Nogués, I., and Ángeles Bustamante, M. *Applied Sciences* (Q1, 2.5, Engineering, multidisciplinary (JCR 2023)). <https://doi.org/10.3390/app15062910>
- **AGRONOMIC USE OF URBAN COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIOS: IMPLICATIONS FOR A HORTICULTURAL CROP AND SOIL PROPERTIES.** C. Álvarez-Alonso, M. D. Pérez-Murcia, N. Manrique, F. J. Andreu-Rodríguez, M. A. Mira-Urios, I. Irigoyen, M. López, L. Orden, R. Moral, I. Nogués, M. A. Bustamante. *Agronomy* (Q1, 3.3, Agronomy (JCR 2023)). <https://doi.org/10.3390/agronomy15071520>



Las siguientes publicaciones forman parte de la tesis doctoral:

- **ASSESSMENT OF BIOWASTE MANAGEMENT IN DECENTRALIZED COMPOSTING PLANTS: COMPOST OPTIMIZATION AND QUALITY CONTROL INDICES.** C. Álvarez-Alonso, M. López, N. Manrique, M.D. Pérez-Murcia, I. Irigoien, I. Nogués, R. Moral, M.A. Bustamante.

El manuscrito se ha enviado a la revista *Journal of Cleaner Production* (Q1, 9.8, Engineering, Environmental (JCR 2023)) en mayo de 2025.

- **IMPACT OF COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING MODELS ON R. OFFICINALIS PHYSIOLOGY AND NUTRIENT CONTENTS UNDER ABIOTIC STRESS.** C. Álvarez-Alonso, I. Nogués, E. Pallozzi, W. Stefanoni, F. Pietrini, L. Sosa, N. Manrique-Córdoba, M. D. Pérez-Murcia, R. Moral, M. A. Bustamante.

El manuscrito se ha enviado a la revista *Journal of Environmental Management* (Q1, 8.0, Environmental Sciences (JCR 2023)) en mayo de 2025.



La Dra. Dña. *María Ángeles Bustamante Muñoz*, directora, y la Dra. Dña. *María Dolores Pérez Murcia*, codirectora de la Tesis Doctoral titulada **“New composting scenarios for municipal organic waste management in the circular economy framework: evaluation of the processes and quality of the final composts”**

INFORMAN:

Que Dña. *Cristina Aurora Álvarez Alonso* ha realizado bajo nuestra supervisión el trabajo titulado **“New composting scenarios for municipal organic waste management in the circular economy framework: evaluation of the processes and quality of the final composts”** conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmamos para los efectos oportunos, en Orihuela a 26 de junio de 2025

Directora de la tesis

Dra. Dña. *María Ángeles Bustamante Muñoz*

Codirectora de la tesis

Dra. Dña. *María Dolores Pérez Murcia*



La Dra. Dña. *Juana Fernández López*, Coordinadora del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH)

INFORMA:

Que Dña. *Cristina Aurora Álvarez Alonso* ha realizado bajo la supervisión de nuestro Programa de Doctorado el trabajo titulado **“New composting scenarios for municipal organic waste management in the circular economy framework: evaluation of the processes and quality of the final composts”** conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmo para los efectos oportunos, en Orihuela a 26 de junio de 2025

Profa. Dra. Dña. *Juana Fernández López*

Coordinadora del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias,
Agroambientales y Alimentarias



FINANCIACIÓN:

Esta investigación ha sido financiada en el marco del proyecto de investigación **NEOCOMP** (ref. PID2020-113228RB-I00), financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, MCIU/AEI /10.13039/501100011033.



Además, también ha sido apoyada por el Ministerio de Ciencia e Innovación mediante una Ayuda para la Formación de Profesorado Universitario correspondiente al año 2021, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación (PEICTI) 2021-2023 (FPU21/01207) y una Ayuda de Movilidad para Estancias Breves en otros centros españoles y extranjeros a beneficiarios del Subprograma de Formación de Profesorado Universitario (EST24/00341).

AGRADECIMIENTOS

Dicen que dar las gracias es una manera de expresar el aprecio por las personas que nos rodean. Seguro que a lo largo de todo este tiempo no he sabido expresar el agradecimiento a muchas de las personas que me han rodeado y ayudado. Por eso, quiero dedicar unas palabras de agradecimiento a todos y todas las que en algún momento han colaborado para que esta Tesis salga adelante.

En primer lugar, a mis directoras M^a Ángeles Bustamante Muñoz y M^a Dolores Pérez Murcia. Parece que fue ayer ese primer día que nos reunimos y me explicabais como debíamos de nombrar las muestras Neocomp allá por 2022. Sois las mejores directoras que podía tener. Gracias por vuestra ayuda tanto personal como laboral, por darme buenos consejos y empujarme a seguir adelante en todo momento. Gracias por dejarme formar parte de vuestro equipo y de este proyecto tan especial, por brindarme vuestra sabiduría e infinita ayuda y por estar siempre tan comprometidas con esta tesis como lo he estado yo. Gracias por dejarme investigar a vuestro lado y por empaparme de todo vuestro conocimiento.

Un enorme gracias a todo el grupo de investigación GIAAMA, capitaneado por el Dr. Raúl Moral, gracias por permitirme trabajar en tu grupo y en tu laboratorio. Gracias al resto de miembros del grupo que siempre me han ayudado: Aurelia, Lucho, Conchi, Javi Andreu, Carlos Agrocompost, la leyenda Frutos Carlos... Ha sido un placer compartir estos momentos con vosotros. Gracias a Enrique, compaire, por moler y guardar todas las muestras, por tener siempre buen humor y mandarnos psicofonías y memes poniendo una nota de humor. Gracias a Marisol, la mejor técnico que se puede tener, gracias por estar siempre pendiente de todo, por todas las compras que has tenido que hacer y por tanta ayuda desinteresada. Gracias a José Sáez por responder siempre de forma tan paciente y amable todas mis dudas de último momento. En especial gracias a Ana, la reina de los SEAL, la más dulce, siempre tranquila y preocupada porque todo esté bien. Te adoramos y lo sabes. Aunque estés un poco lejos, siempre te queremos cerca y eso es buena señal. Gracias a Michael Ángel, ya nos conocimos en el grado, pero en este tiempo en el lab has sido todo un descubrimiento. Gracias por poner siempre esa nota de humor ácido. Y gracias a todos los que han pasado por el lab y hemos compartido buenos momentos: Javi Nadal, Lucas, Cata y tod@s l@s que me dejo en el tintero.

Gracias especialmente a las mejores compañeras de laboratorio que se pueden tener, las chicas de “La Interpol”, Encarnio, La Motica y Lusía. Sólo vosotras sabéis lo que hemos sufrido, lo que nos hemos cabreado y las risas que hemos pasado. Todos los buenos recuerdos siempre serán especiales. Gracias por llorar y reír a mi lado y por apoyarme en los momentos duros. Recordar siempre “el que mucho abarca, poco aprieta” y “sed buenas y si no sed cuidadosas”, no dejéis que nada ni nadie os cambie. Gracias especial a Silvia, la motica, por estar pendiente en todo momento, por visitarme en Roma (aunque luego te dolieran los pies) y por estar siempre dispuesta a ayudar en todo. Gracias a Nati, mi chica colombiana, que llegó justo en el momento que más la necesitaba y que tanto me ha ayudado y ha sufrido para que el trabajo de esta tesis saliera adelante. Eres la siguiente y espero poder devolverte el favor.

Gracias en especial a la Dra. Marga López y al Dr. Natxo Irigoyen por vuestra ayuda infinita con los muestreos, los envíos y resolviendo las dudas que he tenido durante este tiempo.

Gracias a la Dra. Cornelia Rumpel, al Dr. Mathieu Sebilo y a Veronique Vaury por permitirme hacer mi primera estancia de investigación en el extranjero en su laboratorio de la Universidad Sorbona de París.

Gracias a la Dra. Isabel Nogués por acompañarme y guiarme durante mi estancia en el Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET-CNR) de Roma. Ha sido una experiencia maravillosa en la que hemos sufrido juntas el miedo de quedarnos sin experimento. Gracias por preocuparte por el romero y por mí y por facilitarme la vida romana.

A los compañeros del IRET Emanuele, Walter y Fabrizio por “queste misure bellissime” que han hecho con el romero y a Lucia Sosa por esos días midiendo longitud de las hojas (solo nuestros ojos saben lo que es). Al resto de colegas italianos con los que he compartido algún momento como Laura Passatore por esos cafés mañaneros y Massimo, Giulio, Valerio, Patrizia, Silvia, Serena, Leandro, Paolo, Claudia, Cessarino, Chiara y Sara por enseñarme siempre nuevas palabras en italiano.

Gracias a las chicas del IRSA, Anna Barra Caracciolo y Paola Grenni por permitirme aprender nuevas técnicas y acogerme en su laboratorio como una más. A Ludo y Chiara por ser tan “carinas” y ayudarme en cada muestreo y en las analíticas. Quiero hacer una mención especial a Alessandra Narciso, mi “cara patatona”, por ser siempre tan dulce, paciente y amable. No habría sobrevivido a Florencia sin tu abrigo. Gracias por devolverme el favor y ayudarme y enseñarme todo en el IRSA-lab y por mostrarme lugares escondidos de Roma que solo una auténtica chica romana conoce.

Gracias a mi familia, mama, Kike, Javi y Tama. Gracias por quererme como soy y estar ahí, pase lo que pase. Gracias por todos esos momentos felices que hemos pasado, por las risas y por estar a mi lado en este proceso. Güelita, he sido tu primera nieta universitaria y no has podido ver este momento. Siempre estarás presente en mí y recordaré con mucho cariño todo el tiempo que pasamos juntas.

Gracias a mi familia política. A Eliamar y Paco por animarme a seguir adelante. A Nico por ser la mujer más fuerte que he conocido, por darme ánimos siempre y querer ayudar en todo lo posible. Y, por supuesto gracias a Emilio, como olvidarme de ti... Te fuiste antes de tiempo y sé que habrías disfrutado de esta tesis tanto como yo y te habrías sentido orgulloso de tu nuera.

Gracias a Yan. Que decirte.... siempre a mi lado, siempre dispuesto a todo, siempre tan valiente. No sé por dónde empezar todo lo que tengo que agradecerte. No tengo suficientes palabras, ni tendría suficiente espacio en esta tesis. Gracias por enseñarme siempre tu punto de vista, por ser tan sincero y honrado conmigo. Los dos sabemos que no es tarea fácil. Gracias por ayudarme en todo este proceso, esta tesis no hubiera salido adelante sin tu ayuda, sin tus conversaciones, sin tus momentos de aterrizarme. Gracias por aguantar a mi lado todo este tiempo. Con todo lo que hemos pasado y lo que hemos sufrido...por fin está aquí!

A Emilio ...

Todavía quedan cosas en el mundo por las que merece la pena luchar

Jane Goodall

Resumen

El crecimiento de la población a nivel mundial junto con la expansión urbana y el progreso económico de la sociedad, han incrementado el consumo de recursos y la producción de residuos. En consecuencia, gestionar de manera adecuada los residuos y, concretamente los residuos municipales o residuos sólidos urbanos, se presenta como un reto actual. En los últimos años, se ha producido un cambio en los modelos de gestión de residuos a nivel global, de modelos lineales basados en el consumo de materias primas, recursos naturales y generación de residuos, a modelos basados en la economía circular. En estos modelos, los residuos se convierten en nuevos recursos que pueden utilizarse como materias primas secundarias. Sin embargo, la reintroducción en el sistema productivo depende de la calidad de los materiales. En este sentido, a nivel nacional se han establecido modelos de gestión separada de los residuos municipales. La recogida selectiva contempla fracciones ampliamente conocidas (papel/cartón, vidrio y envases ligeros) e incorpora otras fracciones más peculiares. Una de ellas, es la fracción de residuos orgánicos, conocida como biorresiduos y formada, principalmente, por restos de alimentos y restos de podas vegetales. Las características de los biorresiduos condicionan su separación, recogida y tratamiento, pero a su vez, los señala como una fuente de recursos naturales que, a través de una gestión y valorización adecuada, promueve la sostenibilidad y eficiencia en el uso de recursos. Por lo tanto, la gestión de biorresiduos mediante compostaje se presenta como un tratamiento de gestión sostenible que permite obtener compost maduros, estables e higienizados, que aumenta la circularidad de los sistemas de gestión y disminuye el impacto ambiental de una gestión inadecuada. Tradicionalmente, esta gestión se ha desarrollado en instalaciones centralizadas, que requieren una amplia inversión, el transporte de residuos a grandes distancias y son instalaciones que, por sus características, resultan difíciles de emplazar. Además, las necesidades especiales de determinadas zonas, como las zonas rurales o semi-rurales donde la gestión de residuos puede ser complicada, unido a las nuevas directrices legislativas que establecen la obligación de gestionar de forma separada los biorresiduos, han dado lugar a nuevos escenarios de compostaje descentralizado, como son el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado. Sin embargo, la falta de estandarización y monitorización de estos procesos, así como un conocimiento profundo de los materiales iniciales utilizados y los compost finales obtenidos y de los posibles beneficios/riesgos que puedan reportar, han motivado este estudio.

Por lo tanto, el objetivo principal de esta tesis fue estudiar los nuevos escenarios de gestión de los residuos orgánicos municipales, formados principalmente por biorresiduos, mediante compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado desde el entorno de la economía circular. Además, se realizó una valoración de los beneficios agronómicos y ambientales asociados al uso de estos compost en agricultura y su capacidad de mitigación del cambio climático, mediante la recuperación de nutrientes esenciales para los cultivos, evitando la transferencia de contaminantes a la cadena alimentaria y mejorando la capacidad de adaptación de las plantas frente a diferentes estreses abióticos.

Para conseguir este objetivo, primero se realizó una evaluación de los materiales iniciales utilizados como ingredientes de las mezclas en cada modelo de compostaje. Para ello, se realizó una caracterización a nivel agronómico y de los parámetros asociados a potenciales riesgos para la salud humana y el medioambiente. Los resultados obtenidos indicaron que los residuos gestionados en los modelos de compostaje descentralizado estudiados presentaban propiedades óptimas que garantizaban un buen desarrollo del proceso, así como ausencia de riesgos potenciales tanto para la salud como para el medioambiente. A continuación, se realizó un seguimiento de los diferentes procesos de compostaje determinando las condiciones bajo las que se desarrolla cada proceso y la influencia de la escala. Las muestras obtenidas durante cada etapa del proceso de compostaje fueron caracterizadas a nivel agronómico, de madurez y estabilidad, así como indicadores de riesgos biológicos y químicos. Los resultados obtenidos evidenciaron la capacidad de ambos modelos de gestión descentralizada de obtener compost maduros y estables, con óptimas características físico-químicas, químicas y biológicas, que permiten su uso seguro en agricultura seguro. Además, se demostró homogeneidad y alta reproducibilidad entre los procesos y los compost finales de cada modelo, lo que garantiza la fiabilidad de estos modelos de gestión. Con la finalidad de poder clasificar los compost obtenidos en los modelos de compostaje urbano descentralizado, se diseñaron diferentes índices que permiten evaluar y comparar de forma rápida la calidad de los compost.

Por otro lado, se estudiaron los beneficios de la aplicación de compost en un ensayo en mesocosmos, así como en un ensayo estandarizado suelo-planta. La finalidad de estos experimentos fue evaluar la dinámica del nitrógeno en el suelo y la capacidad de mitigación del cambio climático, así como determinar el poder fertilizante del compost y de retención de humedad en un cultivo hortícola. El estudio en mesocosmos demostró una adecuada tasa de mineralización de los compost procedentes de compostaje comunitario y urbano descentralizado y se observó como las emisiones de gases de efecto invernadero no se vieron incrementadas. Además, la aplicación agronómica de los compost en el cultivo hortícola confirmó su posible uso como sustituto de fertilizantes y mejorando las propiedades del suelo sin causar efectos perjudiciales en el sistema suelo-planta.

Por último, se escogieron compost de cada modelo de compostaje descentralizado para estudiar los efectos de su aplicación en cuanto a la capacidad de incrementar la adaptación de una especie mediterránea al estrés por sequía y por salinidad. Se estudiaron diferentes parámetros de la planta, que permitían determinar su nivel de estrés, como la emisión de monoterpenos, conductancia estomática, fotosíntesis y diferentes índices de reflectancia. Este estudio mostró que ambos estreses influyeron en la ecofisiología de la planta, reduciendo la fotosíntesis y la emisión de monoterpenos, mientras que los índices de reflectancia solo se vieron afectados por la sequía y el uso de compost con alta salinidad. Este estudio demostró que la aplicación de compost del modelo comunitario incrementaba la adaptación del romero a ambos estreses, mientras que en el modelo urbano descentralizado dependía de las propias características del compost.

Abstract

The global population growth, together with urban expansion and economic progress, has led to increased consumption of resources and waste production. As a result, the proper management of waste, and specifically municipal waste or solid urban waste, has become a current challenge. In recent years, there has been a shift in waste management models globally, moving from linear models based on the consumption of raw materials, natural resources and waste generation to circular models based on the circular economy. In these new models, waste becomes a new resource that can be used as secondary raw materials. However, these new raw materials must be of a certain quality to allow them to be reintroduced into production systems. In this regard, separate municipal waste management models have been established at the national level. Selective collection covers widely known fractions (paper/cardboard, glass and light packaging), to which other more specific fractions have been added. One of these is the organic waste fraction, also known as biowaste, which consists mainly of food scraps or waste generated after food handling and plant pruning waste. The characteristics of biowaste determine how it is separated, collected and treated, but at the same time, they identify it as a source of natural resources which, through proper management and recovery, promotes sustainability and efficiency in the use of resources. Therefore, the management of biowaste through composting is presented as a sustainable management treatment that allows for the production of mature, stable and sanitized compost, which increases the circularity of management systems and reduces the environmental impact of inadequate management. Traditionally, organic waste management has been carried out in centralized facilities, which require significant investment, the transport of waste over long distances and are difficult to locate due to their characteristics. In addition, the special needs of certain areas, such as rural or semi-rural areas where waste management can be complicated, together with new legislative guidelines establishing the obligation to manage biowaste separately, have given rise to new decentralized composting scenarios, such as community composting and decentralized urban composting. However, the lack of standardization and monitoring of these processes, as well as a thorough understanding of the initial materials used and the final compost obtained and the possible benefits/risks they may bring, have motivated this study.

Therefore, the main objective of this thesis was to study new scenarios for the management of municipal organic waste, mainly consisting of biowaste, through community composting and decentralized urban composting from a circular economy perspective. In addition, an assessment was made of the agronomic and environmental benefits associated with the use of these composts in agriculture and their capacity to mitigate climate change, through the recovery of essential nutrients for crops, avoiding the transfer of contaminants to the food chain and improving the adaptability of plants to different abiotic stresses.

To achieve this objective, an assessment was first carried out of the initial materials used as ingredients in the mixtures in each composting model. To this end, a characterization

was carried out at the agronomic level and of the parameters associated with potential risks to human health and the environment. The results obtained indicated that the waste managed in the decentralized composting models studied had optimal properties that guaranteed the proper development of the process, as well as the absence of potential risks to both health and the environment.

After that, the different composting processes were monitored, determining the conditions under which each process takes place and the influence of scale. The samples obtained during each stage of the composting process were characterized in terms of agronomy, maturity and stability, as well as biological and chemical risk indicators. The results obtained demonstrated the capacity of both decentralized management models to produce mature and stable compost with optimal physical-chemical, chemical and biological characteristics, allowing for safe use in agriculture. In addition, homogeneity and high reproducibility were demonstrated between the processes and the final composts of each model, guaranteeing the reliability of these management models. In order to classify the compost obtained in the decentralized urban composting models, different indices were designed to quickly evaluate and compare the quality of the compost.

On the other hand, the benefits of applying compost were studied in a mesocosm assay, as well as in a standardized soil-plant experiment. The purpose of these experiments was to evaluate the dynamics of nitrogen in the soil and the capacity for climate change mitigation, as well as to determine the fertilizing power of the composts and their moisture retention in a horticultural crop. The mesocosm study demonstrated an adequate mineralization rate for the composts from community and decentralized urban composting, and it was observed that greenhouse gas emissions were not increased. In addition, the agronomic application of these composts in an horticultural crop confirmed their potential use as substitutes for inorganic fertilizers and for improving soil properties without causing harmful effects on the soil-plant system.

Finally, composts from each decentralized composting model were selected to study the effects of their application in terms of their ability to increase the adaptation of a Mediterranean species to drought and salinity stress. Different plant parameters were studied to determine their stress level, such as monoterpene emission, stomatal conductance, photosynthesis and different reflectance indices. This study showed that both stresses influenced the plant ecophysiology, reducing photosynthesis and monoterpene emission, while reflectance indices were only affected by drought and the use of composts with high salinity. This study demonstrated that the application of the composts from the community model increased rosemary adaptation to both stresses, while in the decentralized urban model it depended on the characteristics of the compost itself.

Sintesi

La crescita della popolazione mondiale, insieme all'espansione urbana e al progresso economico della società, ha aumentato il consumo di risorse e la produzione di rifiuti. Di conseguenza, la corretta gestione dei rifiuti, in particolare dei rifiuti urbani o dei rifiuti solidi urbani, rappresenta una sfida attuale. Negli ultimi anni si è assistito a un cambiamento nei modelli di gestione dei rifiuti a livello globale, passando da modelli lineari, basati sul consumo di materie prime, risorse naturali e produzione di rifiuti, a modelli circolari basati sull'economia circolare. In questi nuovi modelli, i rifiuti diventano nuove risorse che possono essere utilizzate come materie prime secondarie. Tuttavia, queste nuove materie prime devono avere un certo grado di qualità che consenta di reintrodurle nei sistemi produttivi.

In questo senso, a livello nazionale sono stati istituiti modelli di gestione separata dei rifiuti urbani. La raccolta differenziata comprende frazioni ampiamente conosciute (carta/cartone, vetro e imballaggi leggeri) a cui si sono aggiunte altre frazioni più particolari. Una di queste è la frazione dei rifiuti organici, nota anche come biorifiuti e costituita principalmente da resti di cibo o rifiuti generati dalla manipolazione degli alimenti e dai residui della potatura delle piante. Le caratteristiche dei biorifiuti ne condizionano la separazione, la raccolta e il trattamento, ma allo stesso tempo li indicano come una fonte di risorse naturali che, attraverso una gestione e un recupero adeguati, promuovono la sostenibilità e l'efficienza nell'uso delle risorse. Pertanto, la gestione dei biorifiuti attraverso il compostaggio si presenta come un trattamento di gestione sostenibile che consente di ottenere compost maturi, stabili e igienizzati, aumentando la circolarità dei sistemi di gestione e riducendo l'impatto ambientale di una gestione inadeguata. Tradizionalmente, la gestione dei rifiuti organici è stata sviluppata in impianti centralizzati, che richiedono ingenti investimenti, il trasporto dei rifiuti su lunghe distanze e che, per le loro caratteristiche, sono difficili da localizzare. Inoltre, le esigenze particolari di alcune zone, come quelle rurali o semi-rurali dove la gestione dei rifiuti può essere complicata, insieme alle nuove direttive legislative che stabiliscono l'obbligo di gestire separatamente i rifiuti organici, hanno dato origine a nuovi scenari di compostaggio decentralizzato, come il compostaggio comunitario e il compostaggio urbano decentralizzato. Tuttavia, la mancanza di standardizzazione e monitoraggio di questi processi, nonché una conoscenza approfondita dei materiali iniziali utilizzati e dei compost finali ottenuti e dei possibili benefici/rischi che possono comportare, hanno motivato questo studio.

Pertanto, l'obiettivo principale di questa tesi era quello di studiare i nuovi scenari di gestione dei rifiuti organici urbani, costituiti principalmente da biorifiuti, attraverso il compostaggio comunitario e il compostaggio urbano decentralizzato nell'ambito dell'economia circolare. Inoltre, è stata effettuata una valutazione dei benefici agronomici e ambientali associati all'uso di questi compost in agricoltura e alla loro capacità di mitigare il cambiamento climatico, attraverso il recupero di nutrienti essenziali per le colture, evitando il trasferimento di contaminanti nella catena alimentare e migliorando la capacità di adattamento delle piante a diversi stress abiotici.

Per raggiungere questo obiettivo, è stata prima effettuata una valutazione dei materiali iniziali utilizzati come ingredienti delle miscele in ciascun modello di compostaggio. A tal fine, è stata effettuata una caratterizzazione a livello agronomico e dei parametri associati ai potenziali rischi per la salute umana e l'ambiente. I risultati ottenuti hanno indicato che i rifiuti gestiti nei modelli di compostaggio decentralizzato studiati presentavano proprietà ottimali che garantivano un buon sviluppo del processo, nonché l'assenza di potenziali rischi sia per la salute che per l'ambiente. Successivamente, sono stati monitorati i diversi processi di compostaggio, determinando le condizioni in cui si svolge ciascun processo e l'influenza della scala. I campioni ottenuti durante ogni fase del processo di compostaggio sono stati caratterizzati a livello agronomico, di maturità e stabilità, nonché come indicatori di rischi biologici e chimici. I risultati ottenuti hanno dimostrato la capacità di entrambi i modelli di gestione decentralizzata di ottenere compost maturi e stabili, con caratteristiche fisico-chimiche, chimiche e biologiche ottimali, che ne consentono un utilizzo sicuro in agricoltura. Inoltre, è stata dimostrata l'omogeneità e l'elevata riproducibilità tra i processi e i compost finali di ciascun modello, a garanzia dell'affidabilità di questi modelli di gestione. Al fine di poter classificare il compost ottenuto nei modelli di compostaggio urbano decentralizzato, sono stati progettati diversi indici che consentono di valutare e confrontare rapidamente la qualità del compost.

D'altra parte, sono stati studiati i benefici dell'applicazione del compost in una prova in mesocosmi, nonché in una prova standardizzata su suolo-pianta. Lo scopo di questi esperimenti era quello di valutare la dinamica dell'azoto nel suolo e la capacità di mitigazione dei cambiamenti climatici, nonché di determinare il potere fertilizzante del compost e di ritenzione dell'umidità in una coltura orticola. Lo studio in mesocosmi ha dimostrato un adeguato tasso di mineralizzazione dei compost provenienti dal compostaggio comunitario e urbano decentralizzato e si è osservato che le emissioni di gas serra non sono aumentate. Inoltre, l'applicazione agronomica dei compost nella coltura orticolturale ha confermato il loro possibile utilizzo come sostituti dei fertilizzanti e miglioratori delle proprietà del suolo senza causare effetti dannosi al sistema suolo-pianta.

Infine, sono stati scelti compost di ciascun modello di compostaggio decentralizzato per studiare gli effetti della loro applicazione in termini di capacità di aumentare l'adattamento di una specie mediterranea allo stress da siccità e salinità. Sono stati studiati diversi parametri della pianta, che hanno permesso di determinare il suo livello di stress, come l'emissione di monoterpeni, la conduttanza stomatica, la fotosintesi e diversi indici di riflettanza. Questo studio ha dimostrato che entrambi gli stress hanno influenzato l'ecofisiologia della pianta, riducendo la fotosintesi e l'emissione di monoterpeni, mentre gli indici di riflettanza sono stati influenzati solo dalla siccità e dall'uso di compost ad alta salinità. Questo studio ha dimostrato che l'applicazione di compost del modello comunitario aumentava l'adattamento del rosmarino a entrambi gli stress, mentre nel modello urbano decentralizzato dipendeva dalle caratteristiche del compost stesso.

Índice/Index

1. Introducción	1
1.1. Residuos municipales.....	1
1.1.1. Composición, características generales y generación	1
1.1.2. Gestión de los residuos municipales	6
1.1.3. Gestión mediante compostaje de biorresiduos.....	9
1.2. Compostaje	12
1.2.1. Definición y principales características del proceso	12
1.2.2. Control del proceso de compostaje.....	16
1.2.3. Sistemas de compostaje	20
1.2.4. Evaluación de la calidad y madurez del compost	23
1.2.5. Aspectos legislativos	27
1.2.6. Modelos de compostaje descentralizado	32
1.3. El compost como enmienda y/o fertilizante orgánico.....	36
1.3.1. Efectos en el suelo.....	39
1.3.2. Efectos en el sistema suelo – planta.....	42
1.3.3. Propiedades de valor añadido del compost	44
1.3.4. Ejemplos del uso de compost de biorresiduos en agricultura	45
2. Objetivos	51
3. Resumen de materiales y métodos	55
4. Resumen de resultados y discusión	69
5. Conclusiones	95
6. Perspectivas de futuro	107
7. Referencias	113
8. Anexos.....	133
8.1. Publicación 1: MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN A DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIO: ASSESSMENT OF THE PROCESS REPRODUCIBILITY AND QUALITY OF THE OBTAINED COMPOSTS. 2024.....	135

Cristina Álvarez-Alonso, María Dolores Pérez-Murcia, Silvia Sánchez-Méndez, Encarnación Martínez-Sabater, Ignacio Irigoyen, Marga López, Isabel Nogués, Concepción Paredes, Luciano Orden, Ana García-Rández and María Ángeles Bustamante.....	135
8.2. Publicación 2: INTEGRATED BIOWASTE MANAGEMENT BY COMPOSTING AT A UNIVERSITY CAMPUS: PROCESS MONITORING AND QUALITY ASSESSMENT. 2025.	157
Álvarez-Alonso, C., Dolores Pérez-Murcia, M., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., Sánchez-Arizmendiarieta, J., Plana, R., López, M., Nogués, I., & Ángeles Bustamante, M.....	157
8.3. Publicación 3: ASSESSMENT OF BIOWASTE MANAGEMENT IN DECENTRALIZED COMPOSTING PLANTS: COMPOST OPTIMIZATION AND QUALITY CONTROL INDICES. 2025.	185
C. Álvarez-Alonso, M. López, N. Manrique-Córdoba, M.D. Pérez-Murcia, I. Irigoyen, I. Nogués, R. Moral, M.A. Bustamante.	185
8.4. Publicación 4: AGRONOMIC USE OF URBAN COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIOS ON A HORTICULTURAL CROP: IMPLICATIONS ON CROP AND SOIL PROPERTIES. 2025.....	213
Cristina Álvarez-Alonso, María Dolores Pérez-Murcia, Natalia Manrique, F. Javier Andreu-Rodríguez, M.A. Mira-Urios, Ignacio Irigoyen, Marga López, Luciano Orden, Raúl Moral, Isabel Nogués and María Ángeles Bustamante.	213
8.5. Publicación 5: IMPACT OF COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING MODELS ON R. OFFICINALIS PHYSIOLOGY AND NUTRIENT CONTENTS UNDER ABIOTIC STRESS. 2025.	237
Álvarez-Alonso, C., Nogués, I., Pallozzi, E., Stefanoni, W., Pietrini, F., Sosa, L., Manrique-Córdoba, N., Perez-Murcia, M. D., Moral, R., Bustamante, M. A.	237

1. INTRODUCCIÓN

1. Introducción

1.1. Residuos municipales

1.1.1. Composición, características generales y generación

Es ampliamente conocido que el crecimiento de la población mundial unido a la urbanización y al desarrollo económico, han incrementado el consumo de recursos naturales utilizados en los procesos productivos y, en consecuencia, la producción de residuos (Zaman y col., 2022). Como resultado, la gestión de los residuos se ha convertido en uno de los principales problemas a resolver a nivel mundial (Sharma y col., 2023). Los residuos pueden clasificarse de varias maneras en función de su origen (comerciales, agrarios, domésticos, industriales, etc.), de su naturaleza o composición (orgánicos o inorgánicos) o según su peligrosidad (peligrosos y no peligrosos). En este sentido, los residuos municipales o residuos sólidos urbanos (RSU) son un subtipo de residuos generados en áreas urbanas o suburbanas, principalmente en el ámbito doméstico, comercial o de servicios y que se caracterizan por presentar una composición muy variada y cuyo volumen de generación es particularmente alto. La gestión adecuada de los residuos municipales, como reto de la sociedad actual, es fundamental también para proteger la salud y el medioambiente. Dada la naturaleza de los residuos municipales, se han establecido sistemas de recogida selectiva o separada de las diferentes fracciones que los componen, cuya finalidad es mantener la calidad de los residuos para potenciar su posterior reciclaje (MAPAMA, 2013). Inicialmente, la recogida selectiva a nivel nacional contemplaba tres fracciones: papel y cartón, vidrio y envases ligeros de plástico, metal y tetrabrick. En la actualidad, las fracciones recogidas separadamente mencionadas han sido aplicadas a otros residuos, como la fracción de residuos orgánicos, conocida también como biorresiduos, y otros residuos que se pueden reciclar como pilas, aceites, materiales textiles, residuos voluminosos y residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE).

En este sentido, los biorresiduos constituyen un importante flujo de residuos orgánicos que pueden representar un importante problema ambiental, económico y social si no son gestionados de forma adecuada. En España, la reciente Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022) incorpora a la legislación nacional la Directiva 2008/98/CE y su posterior modificación por la Directiva (UE) 2018/851 (EU, 2018), sobre los residuos y en ellas se definen los *biorresiduos* como *“aquellos residuos biodegradables de jardines y parque, residuos alimentario y de cocina procedentes de hogares, oficinas, restaurantes, mayoristas, comedores, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor, y residuos comparables procedentes de plantas de transformación de alimentos”*. Por otro lado, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, define los biorresiduos como aquellos residuos orgánicos biodegradables, ya sean de origen animal o vegetal,

susceptibles de degradarse biológicamente y generados en el ámbito comercial o domiciliario.

Según su naturaleza, los biorresiduos pueden clasificarse en dos grandes fracciones diferentes (MAGRAMA, 2013) (Figura 1) :

- Fracción Orgánica de los Residuos Recogida Separadamente (FORS): constituida principalmente por restos de comida o residuos generados tras la manipulación y elaboración de productos alimentarios, así como alimentos en mal estado o excedentes alimentarios que no se hayan comercializado. Excepcionalmente en esta fracción se pueden incluir restos de jardines domésticos como hojas, césped y podas verdes de pequeño tamaño.
- Restos de poda (fracción vegetal): constituida por restos vegetales, generalmente podas municipales, de parques y jardines de diferente tamaño y tipología. En esta fracción podemos encontrar restos leñosos de mayor tamaño.

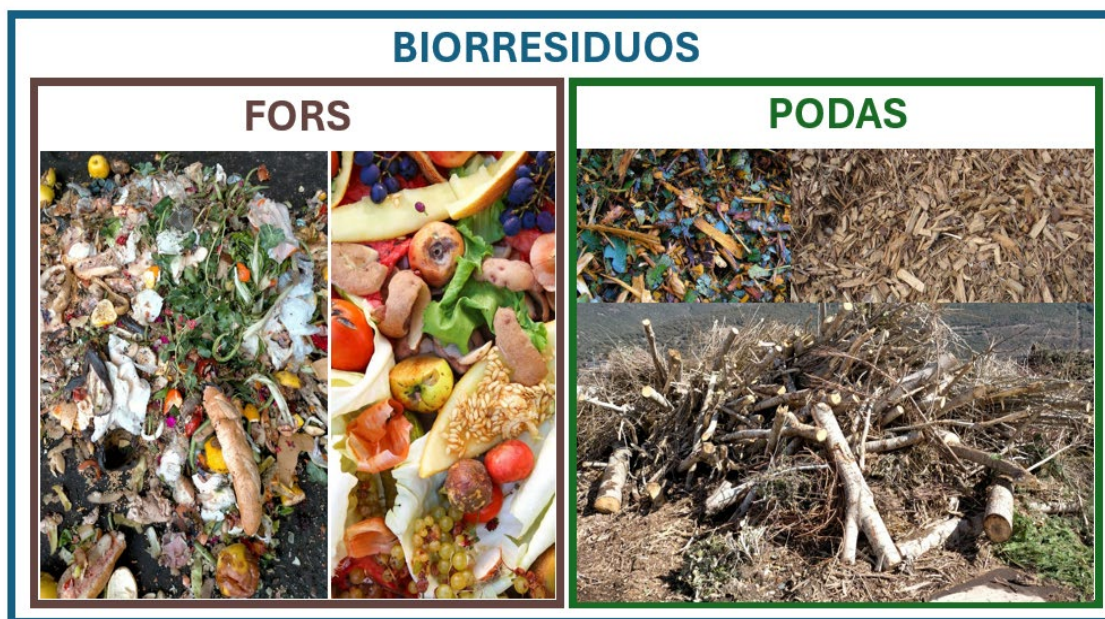


Figura 1. Ejemplos de fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) y podas. Fuente: elaboración propia (2025).

Los biorresiduos tienen una serie de características que condicionan en gran medida su separación, recogida y posterior tratamiento, especialmente cuando éste se realiza *in situ* (Tabla 1). Debido a su propia naturaleza y origen, la fracción de biorresiduos presenta una gran heterogeneidad, tanto en su tipología como en su composición, ya que depende de la estación del año, de los hábitos alimenticios, del nivel de ingresos de la zona donde sea recogida, etc. Además, debido a su elevada humedad y altos contenidos en materia orgánica y nitrógeno, se trata de una fracción de residuos inestable, fácilmente degradable por los microorganismos y en consecuencia su gestión

puede producir tanto malos olores como lixiviados. Por otro lado, tiene una densidad elevada pero variable, lo que hace que ocupe poco espacio, pero pesa mucho, dificultando aún más su gestión.

Tabla 1. Características de la fracción orgánica de recogida selectiva (FORS) y la poda.

	FORS	PODA
Humedad	Alta (75 a 85%)	Baja (20 a 40%)
Mat. Orgánica	75 a 85%	80%
Nitrógeno Orgánico	5,50%	1,20%
Relación CN	17	32
Densidad	0,6 a 0,8 t m ⁻³	0,3 a 0,4 t m ³ (triturada)
Mal olor/Lixiviados	Sí	No
Generación	Constante (pero no uniforme en tipología y composición)	Estacional

Fuente: MAGRAMA (2013).

Por lo tanto, los biorresiduos constituyen una fuente potencial de recursos renovables que permiten promover la economía circular mediante su gestión adecuada minimizando el volumen de residuos enviados a vertedero. Además, la valorización de los biorresiduos no sólo promueve la sostenibilidad y la eficiencia en el uso de recursos, sino que también pretende reducir el despilfarro de alimentos.

Por otro lado, tal como ya se ha comentado, la generación de los residuos municipales, y por tanto, de la fracción correspondiente a biorresiduos, está muy influenciada por factores como el nivel económico, época del año, etc. En este sentido, a nivel europeo, según datos de Eurostat (Eurostat, 2025) la cantidad media de residuos municipales generados en la Unión Europea se situó en 2023 en 511,4 kg por persona, cifra inferior a la reportada en los dos años consecutivos anteriores con 515 y 534 kg por persona en 2020 y 2021, respectivamente. Sin embargo, si comparamos los datos de generación de residuos municipales de 2023 con los de 2013 (Figura 2), observamos como en un intervalo de 10 años la cantidad media generada por persona aumentó en 32 kg, pasando de 479 kg por persona en 2013 a 511,4 kg por persona en 2023. Concretamente, España se sitúa ligeramente por debajo de la media europea con 455 y 465 kg por persona para los años 2013 y 2023, respectivamente. Sin embargo, aunque se observa un aumento en la recogida de residuos a nivel nacional parece evidente que aún existen oportunidades para mejorar la eficiencia en la recogida de residuos que nos permita alcanzar y superar la media europea.

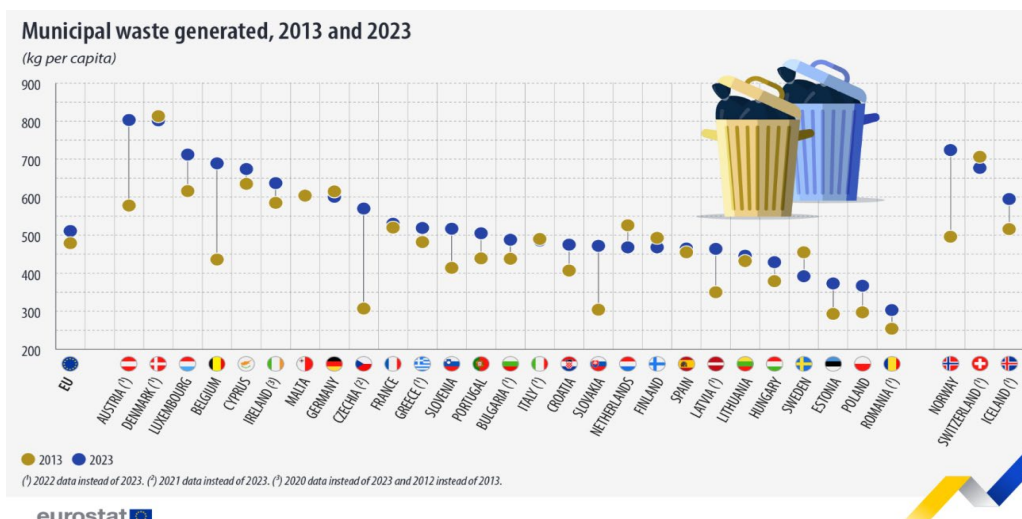


Figura 2. Cantidad de residuos municipales generados en la UE. Comparativa años 2013 y 2023. Fuente: Eurostat (2025).

Por otro lado, la UE en 2013 recicló una media del 37,2 % de la cantidad total de residuos generados, es decir 199 kg por persona (Figura 3). En cambio, en 2023 aumentó la cantidad media de residuos reciclada hasta el 48 % lo que equivale a 246 kg por persona. Asimismo, entre 2013 y 2023 la cantidad media de residuos reciclados en España pasó de 148 kg a 193 kg por persona, lo que representa un avance en el reciclaje a nivel nacional.

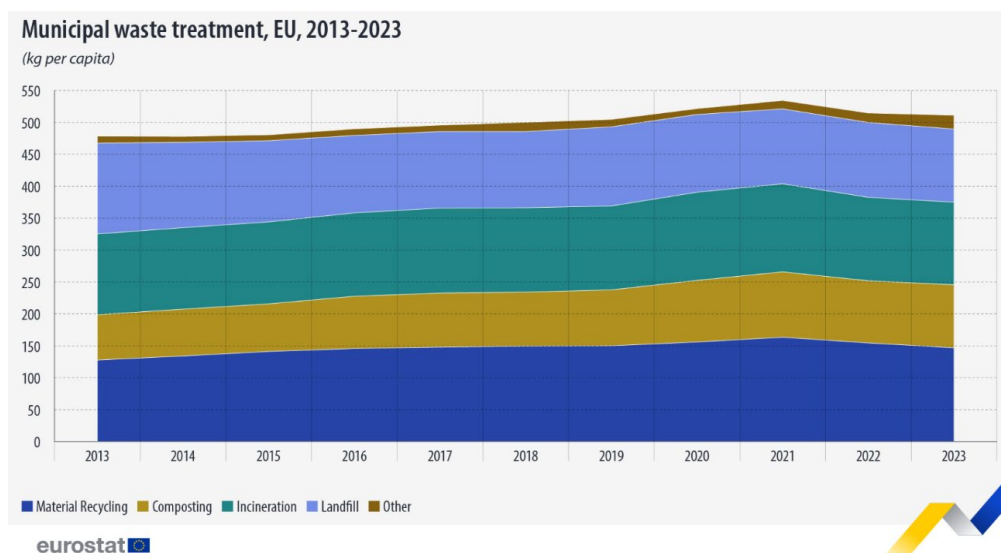


Figura 3. Cantidad de residuos municipales tratados a nivel europeo y principales tratamientos. Fuente: Eurostat (2025).

Si ponemos el foco en las cantidades medias gestionadas mediante vertedero e incineración, al tratarse de las menos recomendadas e interesantes desde el enfoque de la economía circular y por lo tanto las que urge reducir, observamos una tendencia descendente entre los años 2013 y 2023 a nivel europeo. Mientras que en el año 2013 la cantidad media de residuos depositados en vertedero era de 142 kg por persona, es

decir el 29,7% del total generado, en 2023 se consiguió reducir a 115 kg por persona que representa el 22,5% del total. Esta **reducción del depósito** en vertedero hace evidente una mejora significativa en la gestión de residuos a nivel europeo. En cuanto a las cantidades de residuos cuyo destino fue **la incineración** se observó un ligero aumento entre los años 2013 y 2023, pasando de una media de 127 kg por persona en 2013 a 129 kg por persona en 2023. Sin embargo, la proporción de estos residuos frente al total generado representó una disminución del 26,4% en 2013 al 25,2% en 2023, lo que representa una ligera mejoría en los sistemas de gestión y un avance hacia alternativas más sostenibles. Si nos fijamos en los datos de España las cantidades de residuos gestionadas mediante vertedero en 2013 fueron 253 kg por persona y se consiguió reducir esta cantidad en 2023 hasta los 223 kg por persona. Así mismo, las cantidades destinadas a incineración entre los años 2013 y 2023 pasaron de 53 a 49 kg por persona, mostrando una dinámica diferente a la registrada en el caso de la media europea que aumentó ligeramente. Desde una perspectiva global a nivel europeo, observamos un aumento generalizado en la **generación de residuos**, acompañada a su vez de un aumento también del tratamiento de estos residuos mediante técnicas más sostenibles. A nivel nacional, según la Memoria Anual de Generación de Residuos de Competencia Municipal del año 2022 (MITERD, 2022), la cantidad total de residuos generada en España ascendió a 23 millones de toneladas de los cuales casi 1,5 millones de toneladas fueron biorresiduos (Tabla 2).

Tabla 2. Cantidad de residuos de competencia municipal recogidos en España en 2022.

Residuo	Cantidad (t)
Mezclas de residuos municipales	16.984.892
Papel y cartón	1.507.886
Vidrio	17.899
Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes	1.077.517
Residuos biodegradables de parques y jardines	388.839
Envases mezclados	962.389
Envases de vidrio	966.989
Textil (preparación para reutilización)	3.178
Residuos voluminosos (preparación para reutilización)	246
Residuos metálicos	24.192
Residuos plásticos	24.293
Residuos de madera	165.040
Residuos textiles	47.631
Equipos desechados	129.460
Residuos de pilas y acumuladores	1.974
Residuos de mercado/voluminosos	878.378

Fuente: elaboración propia a partir de datos de MITERD (2022).

Es importante destacar, que la cantidad de biorresiduos recogidos representa únicamente el 6,3% del total de residuos recogidos. Por lo tanto, es necesario aumentar y optimizar la cantidad de residuos recogidos separadamente, en especial los biorresiduos. En este sentido, parece fundamental establecer estrategias eficientes para la separación en origen y aumentar y fomentar tanto la recogida como el tratamiento separado de los biorresiduos, con el fin de cumplir los requisitos europeos de disminuir las cantidades de residuos destinadas a vertedero.

1.1.2. Gestión de los residuos municipales

Tradicionalmente, la gestión de los residuos a nivel europeo y nacional, a excepción de flujos de residuos con un alto valor económico, se ha basado en la recogida de los diferentes flujos de residuos y su transporte hasta el destino final, siendo este mayoritariamente el depósito en vertedero o la incineración. Aunque los residuos municipales y fundamentalmente los biorresiduos poseen alto contenido de nutrientes y, por lo tanto, un alto grado de biodegradabilidad, el depósito en **vertedero** es la forma más sencilla y común escogida para su eliminación (Esparza y col., 2020). Sin embargo, pueden generar un gran impacto ambiental, ya que emiten gran cantidad de gases de efecto invernadero, como el metano, al producirse la degradación de la materia orgánica en condiciones anaerobias lo que facilita las reacciones de metanogénesis (Bernal y col., 2017). Además, otro de los impactos asociados al depósito en vertedero es la formación de lixiviados, producto de la infiltración de aguas de lluvia a través de la masa de residuos depositada que, en función de su composición, debe ser tratado en instalaciones específicas (Esparza y col., 2020).

Por otra parte, otro de los principales métodos de gestión de este tipo de residuos, como es la **incineración**, no va en sintonía con la jerarquía de gestión de residuos establecida por la Directiva 2008/98/CE y su posterior modificación por la Directiva (UE) 2018/851 (EU, 2018), ya que de aplicarse se impediría cumplir con el objetivo de reutilizar y reciclar los residuos (Figura 5).

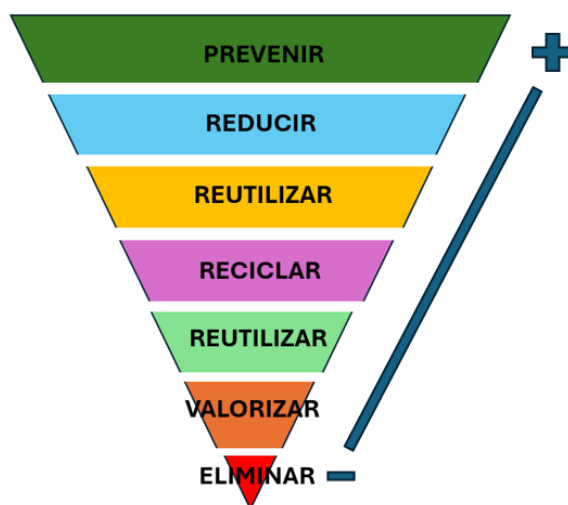


Figura 5. Jerarquía de residuos.

La **incineración** o combustión consiste en la quema de los residuos a altas temperaturas y permite la reducción del volumen de residuos orgánicos en un 90% (Ayilara y col., 2020). Sin embargo, requieren de grandes inversiones financieras en el diseño y en la operación de las plantas con el fin de evitar graves problemas de contaminación atmosférica y reducir el consumo de energía necesario para iniciar y mantener el proceso (Esparza y col., 2020). Además, tras la incineración se generan cenizas que en algunos casos pueden contener trazas de contaminantes y que son depositadas mayoritariamente en vertederos de residuos peligrosos (Mayer y col., 2020).

Los tratamientos biológicos, entre los que destacan la digestión anaerobia y el compostaje, también constituyen algunos de los métodos principales de gestión de los residuos municipales, especialmente de los biorresiduos, como opciones más sostenibles en cuanto a la reducción de impactos ambientales y viabilidad económica (Álvarez-Alonso y col., 2022). La **digestión anaerobia** o biometanización es el proceso biológico que ocurre en condiciones de ausencia de oxígeno mediante el cual una serie de microorganismos degradan la materia orgánica compleja de los residuos dando como resultados finales la producción de biogás y digerido (residuos estabilizado). La digestión anaerobia se lleva a cabo en reactores que permiten controlar las condiciones bajo las que se desenvuelve (Esparza y col., 2020) y reducir los tiempos de reacción (Kibler y col., 2018). En la digestión anaerobia pueden intervenir tanto microorganismos mesófilos (entre 30 - 40 °C) como termófilos (entre 50 - 60 °C) dependiendo de las condiciones de temperatura en la que funcione el reactor (Flotats y col., 2001). El principal producto de la digestión anaerobia es el *biogás*, que se forma tras la fermentación microbiana de los residuos y que está formado principalmente por una mezcla de metano (CH_4 50 – 70%) y dióxido de carbono (CO_2 30 – 50%). La generación de biogás y su calidad final está altamente vinculada a la composición de los materiales introducidos en el reactor y a los parámetros de operación del proceso (Álvarez-Alonso y col., 2022). El *biogás* puede ser utilizado como combustible para la generación de energía y calor, dada su alta capacidad calorífica. Además, si es purificado para aumentar su contenido en CH_4 se denomina biometano y puede ser utilizado como biocombustible de vehículos o inyectarse a la red de abastecimiento de gas natural (Tyagi y col., 2018). El *digerido* o digestato es otro de los subproductos obtenidos tras el proceso de digestión anaerobia de los residuos orgánicos. Se trata de un material semilíquido, con alto contenido en agua y nutrientes, que puede ser procesado para su separación en fases tanto líquida como sólida (Kibler y col., 2018). El digerido se produce en un volumen similar al material utilizado y presenta formas inorgánicas de los nutrientes presentes en los materiales digeridos, transformándolo en un subproducto susceptible de ser utilizado directamente en agricultura para el aprovechamiento de los nutrientes por parte de los cultivos (Álvarez-Alonso y col., 2022). En este sentido, existen diversas investigaciones centradas en el empleo de la digestión anaerobia como método de gestión de biorresiduos de origen urbano (Bong y col., 2018; Álvarez-Alonso y col., 2022; Chávez-Rico y col., 2022).

Por otra parte, la gestión de los biorresiduos mediante **compostaje**, cuyo proceso se describe de forma detallada en el apartado 1.2., parece ser la opción más ventajosa y productiva, puesto que no sólo nos permite gestionar de forma sostenible un flujo de

residuos que tradicionalmente acabaría en vertedero o incineradora, sino que nos permite recuperar nutrientes esenciales para los cultivos lo que repercutirá directamente en su rendimiento, mejorar las condiciones edáficas al incorporar materia orgánica humificada y reducir el uso de fertilizantes químicos de síntesis, que pueden derivar en graves problemas ambientales.

En este sentido, la Figura 4 representa el porcentaje de residuos que se destinaba a cada método de gestión en España en el año 2022. Como se observa, el 46,6% de los residuos en España acabaron en el **vertedero** en 2022 (MITERD, 2022).

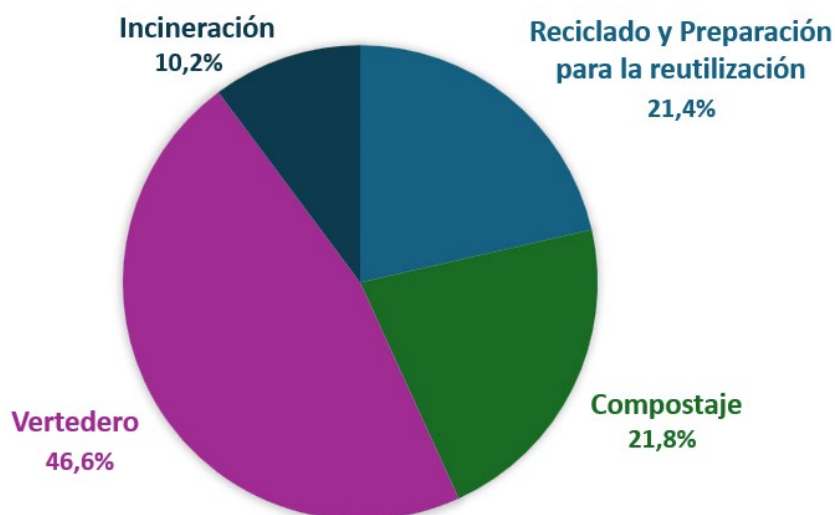


Figura 4. Porcentaje de residuos por destino en España. Fuente: elaboración propia a partir de datos de MITERD (2022).

Sin embargo, a nivel europeo se marcó un primer objetivo para 2020 que consistía en reducir al 50% los residuos depositados en vertedero en relación con los residuos generados por cada estado miembro. España parece cumplir con el objetivo europeo y se ha marcado como objetivo nacional para el año 2025 reducir el depósito en vertedero hasta el 40%. No obstante, Europa también ha marcado otro objetivo más restrictivo para el año 2035 con el fin de permitir el depósito en vertedero de, como máximo, el 10% de los residuos totales generados por cada estado miembro.

En el año 2022, la fracción preparada para la reutilización y el reciclaje representó el 21,4% de los residuos generados, valor que se situó por debajo del objetivo marcado por la Unión Europea para el año 2025 fijado en el 55% de los residuos municipales. Por lo tanto, parece necesaria una mejora que permita avanzar para la consecución de este objetivo. En este sentido, la Ley 7/2022, de 8 de abril, sobre residuos y suelos contaminados (BOE, 2022), dice literalmente que *“la cantidad de residuos domésticos y comerciales destinados a la preparación para la reutilización y el reciclado para las fracciones de papel, metales, vidrio, plástico, biorresiduos u otras fracciones reciclables deberá alcanzar, en conjunto, como mínimo el 50 % en peso”*. Sin embargo, aunque parece reflejar un objetivo demasiado ambicioso, la Ley refleja un compromiso

encaminado hacia el aumento en la eficiencia en la gestión de residuos y afianza el compromiso de transición hacia una economía circular y sostenible. Como se puede comprobar, los objetivos tanto a nivel europeo como nacional son muy ambiciosos y España, mediante la implementación de la Ley 7/2022 (BOE, 2022), establece una serie de medidas que pretenden facilitar el cumplimiento de los objetivos marcados.

En conclusión, la gestión de los residuos tanto a nivel europeo como nacional se encuentra en una situación de mejora continua mediante la aplicación y actualización de políticas centradas en disminuir la generación de residuos y aumentar su valorización y reciclado. En la actualidad en España, existen políticas que promueven la recogida selectiva y el tratamiento *in situ* de residuos, en especial los biorresiduos, con la finalidad de aumentar la valorización de una fracción que puede resultar desaprovechada. Además, también se trabaja para avanzar en materia de sostenibilidad ambiental y mitigación del cambio climático. En este contexto, el método de gestión mediante compostaje supone una de las opciones más viables y sostenibles para la gestión de los residuos municipales y especialmente de los biorresiduos.

1.1.3. Gestión mediante compostaje de biorresiduos

El compostaje como método de gestión de los biorresiduos se presenta como una estrategia sostenible que permite, en general, obtener compost maduros, estables e higienizados aumentando la circularidad en los sistemas de gestión de residuos y mejorando la adaptación al cambio climático. Este método de gestión, además, nos permite aumentar la reutilización y el reciclaje de los biorresiduos de una manera sostenible, disminuyendo el uso de métodos con más impacto sobre el medioambiente y ayuda a reducir el consumo de recursos naturales y proteger tanto la salud humana como el medio ambiente.

En este sentido, existen numerosos estudios en la bibliografía basados en la gestión de los biorresiduos a diferentes escalas, centrados en la caracterización del proceso de compostaje y en el estudio de las características que otorgan un valor añadido al compost. Algunos de ellos se muestran en la Tabla 3.

Cestonaro y col. (2022) estudiaron 36 compost elaborados a partir de mezclas de residuos de alimentos mezclados con podas de árboles en una planta piloto de gran capacidad con la finalidad de determinar si los compost obtenidos cumplían con los estándares establecidos por la normativa brasileña para uso agrícola. Determinaron que, aunque los compost cumplían con los estándares en cuanto al carbono orgánico y pH, el 95% superan el límite legislativo marcado para *E.coli* (1000 MPN g⁻¹) y un 50% sobrepasaron los valores máximos de humedad y relación CN.

Por otra parte, Du y col. (2024) estudiaron el producto final del compostaje de residuos de cocina en diversas instalaciones a escala industrial, con el objetivo de identificar los factores que afectan a la calidad del compost, mediante la evaluación del índice de germinación (IG). Determinaron que los materiales con baja IG presentaban mayor

contenido salino y en aceites, lo que influía negativamente en el proceso de descomposición y humificación y por lo tanto en la calidad del compost.

Tabla 3. Resumen de los estudios previos basados en la gestión de biorresiduos mediante compostaje.

Escala de compostaje	Ingredientes	Referencia
Planta de gran tamaño	Biorresiduos	Cestonaro y col. (2022)
Reactor de pequeño tamaño	Biorresiduos y compost comercial	Chavez-Rico y col. (2022)
Comunitario	Biorresiduos	De Boni y col. (2022)
Planta industrial	Biorresiduos	Du y col. (2024)
Contenedor de 10L	Biorresiduos y gallinaza	Ezugworie y col. (2023)
Comunitario	Biorresiduos	Guidoni y col. (2018)
Planta industrial	Biorresiduos y estiércoles	Idrovo-Novillo y col. (2018)
Comunitario	Biorresiduos	Jakubus y col. (2022)
Comunitario	Biorresiduos	Jara-Samariego y col. (2017)
Comunitario	Biorresiduos	Khalid y col. (2014)
Contenedor de 60L	Biorresiduos	Kim y col. (2018)
Comercial	Biorresiduos	Lasaridi y col. (2006)
Contenedor de 60L	Biorresiduos	Liu y col. (2023)
Contenedor de 10L	Biorresiduos y residuo avícola	Mushtaq y col. (2019)
Contenedor (40 y 180cm de radio)	Biorresiduos y residuos agroindustriales	Naher y col. (2018)
Piloto	Biorresiduos	Oviedo-Ocaña y col. (2015)
Piloto	Biorresiduos	Oviedo-Ocaña y col. (2019)
Piloto	Biorresiduos	Parihar y col. (2022)
Contenedor de 125L	Biorresiduos	Rahman y col. (2023)
Planta industrial	Biorresiduos	Sláviková y col. (2022)
Comunitario	Biorresiduos	Storino y col. (2018)
Contenedor de 1000kg	Biorresiduos y estiércoles	Wang y col. (2024a)
Compostador térmico	Biorresiduos	Zaman y col. (2022)
Compostador rotatorio de 50L	Biorresiduos	Zapata y col (2023)
Contenedor de cemento	Biorresiduos	Zhang y col. (2016)
Contenedor de 48L	Biorresiduos y lodos EDAR	Zhou y col. (2023)

En un estudio de compostaje comunitario a escala piloto, Guidoni y col. (2018) evaluaron cómo diferentes proporciones de estructurante y residuos orgánicos influían en la estabilización del compost elaborado. Obtuvieron que una mayor proporción de residuos orgánicos disminuía los tiempos de proceso, al favorecer el desarrollo de microorganismos y el incremento de temperaturas. En cambio, una mayor proporción de estructurante mejoraba la manipulación y disminuía impactos ambientales como la generación de olores y lixiviados.

Jakubus y col. (2022) analizaron 6 compost diferentes elaborados a partir de biorresiduos y gestionados mediante compostaje comunitario con la finalidad de determinar su calidad agrícola en cuanto a compuestos húmicos y metales disponibles. Obtuvieron bajas concentraciones de sustancias húmicas y de metales, lo que garantiza ausencia de riesgo para el medioambiente en una aplicación en suelo.

En un estudio sobre compostaje de residuos municipales, Jara-Samaniego y col. (2017) estudiaron el proceso y la calidad del compost, así como su potencial uso como medio de cultivo para la producción de plántulas. Encontraron que todos los compost mostraron un adecuado grado de estabilidad y madurez y que cuando formaban parte de medios de cultivo en una proporción del 25% se podían reducir los costes económicos de la producción.

Kim y col. (2018) estudiaron como el compostaje sucesivo (varios ciclos del mismo material en diferentes proporciones) incrementaba el contenido en nitrógeno del compost. Observaron como todas las mezclas presentaban un desarrollo típico del proceso de compostaje y como los valores de nitrógeno se incrementaron con el compostaje sucesivo, sin sobrepasar los valores en metales pesados establecidos por la legislación coreana.

Oviedo-Ocaña y col. (2019) evaluaron el proceso de compostaje a pequeña escala y la calidad del producto final de diferentes proporciones de biorresiduos entre los que se encontraban residuos verdes (alto contenido en sustancia lignocelulósicas), y restos de comida procesados o no. Determinaron que la cantidad de biorresiduos con menor proporción de residuos verdes mostraba tanto mejor desarrollo del proceso como mejores características para uso agrícola.

En un estudio comparativo, Parihar y col. (2022) evaluaron tres compost preparados a base de diferentes biorresiduos mediante el compostaje en pila de pequeño tamaño y determinaron sus parámetros de calidad. Aunque los tres compost resultaron ser válidos para uso agrícola, los compost a base de restos vegetales mostraron mayor concentración de macronutrientes.

Rahman y col. (2023) compararon la efectividad de tres métodos de compostaje a pequeña escala (compostaje en pilas, en pozo y en tambor) de biorresiduos para obtener un compost que permita ser utilizado como medio de cultivo. Encontraron que todos los compost cumplían con la normativa europea, estadounidense y española en cuanto a

contenido en macro y micronutrientes e incluso el compost gestionado mediante pila podría ser utilizado como medio de cultivo.

Por otra parte, Zaman y col. (2022) estudiaron el compostaje de biorresiduos en pequeños compostadores térmicos portátiles con el objetivo de evaluar el rendimiento del compostador mediante la evaluación de la calidad del compost obtenido. Determinaron que tanto el proceso como las características de los compost obtenidos eran similares a los obtenidos en estudios previos, sin embargo, el coste económico de realizar el proceso a pequeña escala era significativamente menor.

Estos estudios demuestran la viabilidad del compostaje para la gestión de biorresiduos, destacando la importancia del compostaje descentralizado de pequeña escala, donde el control de los materiales iniciales utilizados en las mezclas y el control del proceso se puede realizar de forma sencilla, y sobre el cual se profundizará en el apartado . La gestión descentralizada de los biorresiduos permite un aprovechamiento basado en la economía circular de pequeña escala, evitando la gestión mediante otras técnicas menos sostenibles. Además, aumenta la circularidad en los sistemas agrícolas al permitir su uso en agricultura reduciendo el impacto ambiental asociado al uso de fertilizantes y constituye una alternativa fiable y segura si se destina a formulaciones de medios de cultivo, evitando el uso de turba y disminuyendo costes de producción.

1.2. Compostaje

1.2.1. Definición y principales características del proceso

El compostaje se define como un proceso bio-oxidativo controlado, particularmente de humedad y aireación, en el que una serie de microorganismos degradan en condiciones aerobias la materia orgánica que contienen los residuos pasando por etapa termófila y que como resultado final permite obtener un material denominado compost (Bernal y col., 2017). Según el Libro Verde sobre la gestión de residuos en la UE (Comisión Europea, 2008), el compostaje es el tratamiento biológico más común y adecuado para los biorresiduos y se aplica en alrededor del 95% de las operaciones de tratamiento biológico, seguido muy de cerca por la digestión anaerobia. Se trata de una técnica basada en la naturaleza y en la economía circular, donde los materiales que de forma natural se descompondrían en el suelo tras las cosechas de los cultivos, aportarían nuevos nutrientes al suelo que pasarían a ser disponibles para los siguientes cultivos (Figura 6). Por consiguiente, el compostaje se presenta como la principal alternativa para la gestión de biorresiduos que permite obtener un producto final higienizado y estable que puede ser utilizado como enmienda orgánica, siendo además una tecnología que puede aplicarse casi a cualquier escala (Sayara y col., 2020).



Figura 6. El proceso de compostaje como método de gestión sostenible. Fuente: elaboración propia (2025).

El principal objetivo del proceso de compostaje es la estabilización y humificación de la materia orgánica aportada por los residuos, así como la inactivación de microorganismos patógenos, las semillas de malas hierbas y la reducción del peso y el volumen de los materiales a compostar. Durante el proceso de compostaje se dan dos fenómenos de forma simultánea: la descomposición de la materia orgánica (fase bio-oxidativa) y su maduración, estabilización o humificación (Figura 7). La fase de descomposición se caracteriza por un aumento en la actividad biológica en la masa a compostar que permite la degradación de la materia orgánica a sustancias más sencillas y que se asocia a un aumento de la temperatura, al tratarse de procesos exotérmicos llevados a cabo por una serie de diferentes microorganismos (bacterias y hongos, principalmente). Sin embargo, durante la fase de maduración se dan procesos biológicos, físicos y químicos que consumen energía para producir la estabilización o humificación de la materia orgánica formando nuevas moléculas a partir de las sustancias sencillas generadas durante la etapa de descomposición (MAGRAMA, 2013). Estas nuevas moléculas son las denominadas sustancias húmicas, que se caracterizan principalmente por ser muy resistentes a los posibles procesos de transformación posteriores.

Por lo tanto, durante el proceso de compostaje podemos diferenciar cuatro fases o etapas (Figura 7):

- Fase inicial o mesófila: la masa de material a compostar se encuentra a temperatura ambiente. Aparecen las primeras poblaciones de microorganismos mesófilos, principalmente hongos y bacterias mesófilas, aumenta la actividad metabólica y con ella las reacciones exotérmicas que producen el aumento de la

temperatura en la masa de material a compostar que puede llegar a alcanzar los 35 - 40 °C. Durante esta fase, es indispensable el control de la humedad y la aireación para potenciar la actividad microbiana. Cuando las temperaturas alcanzadas superan los 40 °C se produce la sucesión de microorganismos mesófilos a termófilos y comienza la fase termófila.

- Fase termófila: se produce la inactivación de los microorganismos mesófilos, puesto que la temperatura puede llegar a aumentar hasta valores cercanos a los 60 - 70 °C, y se produce la colonización de los materiales por microorganismos termófilos como bacterias y actinomicetos. Durante esta etapa se produce la mayor emisión de gases (CO₂ y vapor de H₂O principalmente) y se destruyen los patógenos y las semillas de malas hierbas. Visualmente podemos observar un viraje en el color del material hacia tonalidades más oscuras y su olor puede recordar al de la tierra mojada.
- Fase de enfriamiento: se caracteriza por una disminución de la temperatura de la masa a compostar, debido a la disminución de la actividad microbiana termófila, hasta situar la temperatura cercana a la temperatura ambiente. Se produce una recolonización de los materiales de nuevo por microorganismos mesófilos que sobreviven a la fase termófila en forma de esporas u otras formas resistentes. Estos microorganismos mesófilos dominarán el resto del proceso hasta agotar toda la energía.
- Fase de maduración: se caracteriza por una baja actividad microbiana en la que predominan los procesos de estabilización y mineralización de la materia orgánica, dando como resultado un producto final altamente humificado que puede ser colonizado por microfauna (nemátodos y rotíferos). La temperatura a lo largo de esta fase permanece casi constante y cercana a la temperatura ambiente.

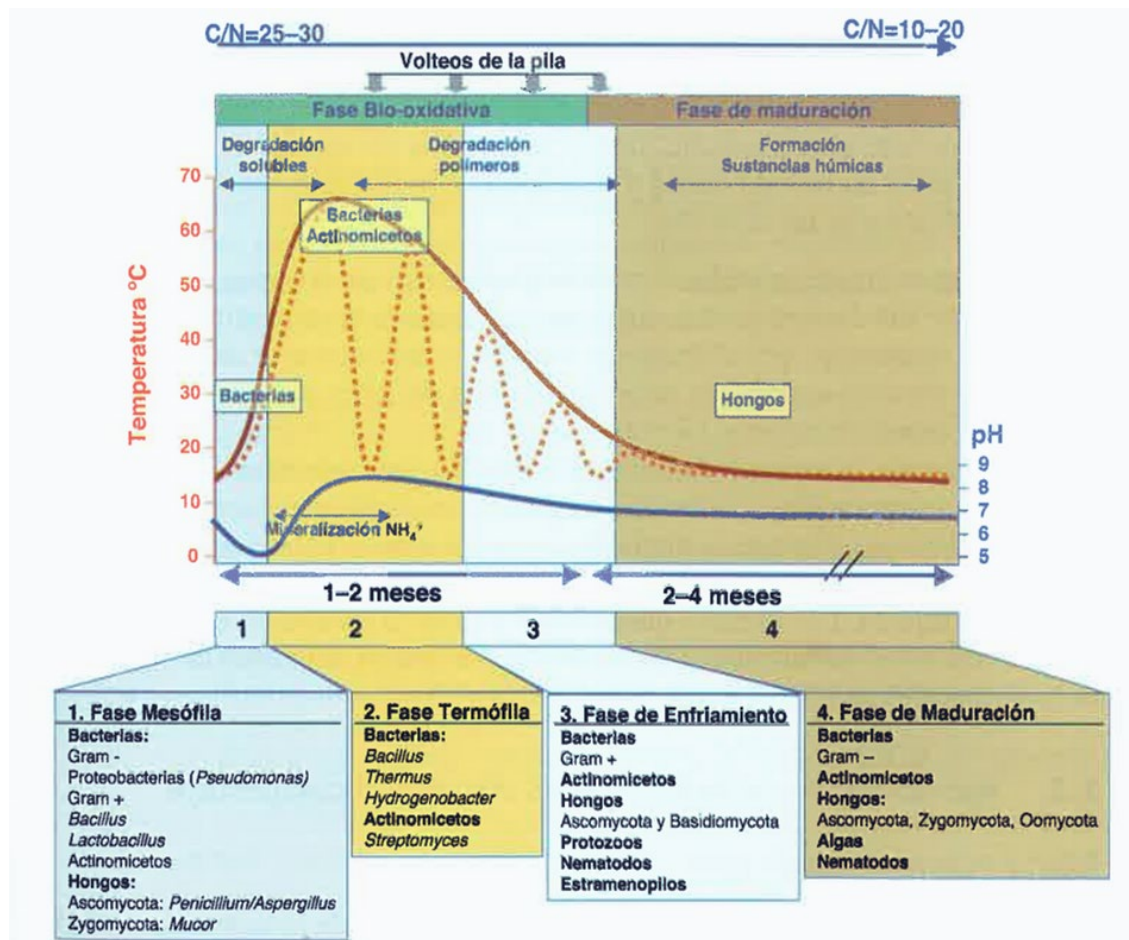


Figura 7. Fases del proceso de compostaje y sucesión microbiana. Fuente: Moreno Casco y Mormeneo (2008).

Las tres primeras fases del proceso, mesófila, termófila y de enfriamiento, constituyen la denominada fase bio-oxidativa del proceso de compostaje. El compost es un material con un alto grado de estabilidad, maduro, humificado e higienizado que puede ser utilizado en agricultura sin suponer ningún riesgo para la salud humana, el medioambiente y los sistemas agrícolas (Bernal y col., 2009; Quian y col., 2014; Rahman y col., 2023). Por lo tanto, como resultado del proceso de compostaje obtendremos como producto principal el compost que irá acompañado de subproductos como el CO₂, agua y calor (Figura 8).



Figura 8. Los productos del compostaje. Fuente: elaboración propia (2025).

Se puede considerar el compostaje como el método de gestión y valorización de los residuos que permite una conexión directa entre la producción de compost y la agricultura, además de añadir un valor al material al poder ser utilizado como enmienda orgánica para el suelo (Bernal y col., 2017). Sin embargo, para el desarrollo correcto del proceso de compostaje, es necesario un seguimiento que garantice que el proceso se desarrolla de forma adecuada. Por lo tanto, es importante controlar determinados parámetros que pueden limitar el proceso.

1.2.2. Control del proceso de compostaje

Todos los residuos orgánicos tienen ciertas características que pueden afectar al proceso de compostaje y, en última instancia, a la calidad del compost (Bernal y col., 2017). Por lo tanto, para un adecuado desarrollo del proceso de compostaje es necesario controlar las condiciones que pueden afectar de manera directa o indirecta y que depende de factores ambientales, del sistema de compostaje utilizado y de los materiales iniciales compostados. Podemos dividir los parámetros que intervienen en el proceso de compostaje en dos grandes grupos:

1. **Parámetros asociados a la naturaleza de los materiales iniciales:** deben ser próximos a sus valores óptimos al inicio del compostaje, para que se desarrolle adecuadamente:
 - a. *Tamaño de partícula:* determinará la cinética del intercambio gaseoso y por tanto de la actividad microbiana. Las partículas deben ser lo suficientemente pequeñas para garantizar la mayor superficie expuesta al ataque microbiano, y lo suficientemente grandes como para permitir el intercambio gaseoso y garantizar la degradación aerobia de los residuos (Lin y col., 2022). Su valor óptimo se sitúa entre 1 – 5 cm (Biddlestone y Gray, 1991). La velocidad de descomposición aumenta conforme disminuye el tamaño de las partículas, sin embargo, un tamaño diminuto de las partículas favorece la retención de agua, disminuyendo el espacio aéreo y resultando en una minoración del proceso de compostaje (Ayilara y col., 2020).
 - b. *Porosidad:* es importante a la hora de determinar la relación agua/aire dentro de la masa a compostar, puesto que la actividad microbiana depende tanto de la presencia de agua como aire. En el caso de uso de materiales poco porosos, estos pueden ser mezclados con materiales estructurantes que ajustan esta porosidad aumentando la ventilación y la penetración de aire y potenciando tanto el crecimiento como la actividad microbiana (Zhang y col., 2016).
 - c. *pH:* cuyo valor inicial está íntimamente ligado al tipo de residuo gestionado (Lin y col., 2022). Aunque en general se pueden compostar materiales con un amplio rango de pH, entre 3 y 11 (Costa y col., 1991), el rango más adecuado que no produce una inhibición en la actividad microbiana oscila entre 6 y 8 (Zucconi y de Bertoldi, 1987). Como en el caso de la porosidad, los agentes estructurantes también pueden ser utilizados también durante las primeras etapas del proceso como amortiguadores de los ácidos orgánicos producidos durante las primeras etapas (Zhang y col., 2016).
 - d. *Conductividad eléctrica (CE):* determina la concentración de sales en los materiales a compostar y depende de su propia naturaleza. Aunque durante el proceso de compostaje este parámetro tiende a aumentar, debido a la mineralización de la materia orgánica que produce un aumento en la concentración de sales, en algunos casos se puede observar una disminución cuando el proceso se realiza al aire libre o bien se aplican riesgos en abundancia que terminan por lixiviar el exceso de sales (Idrovo-Novillo y col., 2018).
 - e. *Materia orgánica:* es uno de los parámetros más importantes a la hora de definir la calidad agronómica de un compost. Durante el proceso de

compostaje se observa una disminución en su contenido asociada a los procesos de mineralización que desarrollan los microorganismos durante las diferentes etapas del proceso, llegando a obtener valores finales en torno al 20% (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

- f. *Nutrientes*: el interés agronómico de los residuos susceptibles de ser compostados viene determinado por su riqueza en nutrientes, principalmente C, N y P (Kiehl, 1985), al tratarse de elementos esenciales para el desarrollo microbiano. Las concentraciones de nutrientes en la masa a compostar tienden a aumentar con el tiempo de proceso debido a la pérdida de materia orgánica de la masa compostada.
 - g. *Relación CN*: es una medida sencilla del equilibrio de nutrientes en la masa a compostar. Los microorganismos utilizan 30 partes de C por cada parte de N (Bishop y Godfrey, 1983), por lo tanto, una relación CN entre 25 – 35 se considera óptima para el correcto desarrollo del proceso de compostaje y reducir las pérdidas de N (Gajalakshmi y col., 2008). Valores de CN más bajas indican exceso de N frente a cada unidad de C biodegradable lo que puede conducir a pérdidas de N por emisión de NH_3 , N_2O y N_2 y acumulación de N inorgánico en exceso para el metabolismo microbiano. En cambio, valores de CN elevados disminuyen la descomposición de la materia orgánica al haber un exceso de C en relación con el N para la síntesis proteica de los microorganismos (Bernal y col., 2017).
2. **Parámetros de seguimiento del proceso**: son aquellos que deben controlarse a lo largo del proceso para comprobar que se encuentran en el intervalo óptimo para cada fase.
 - a. *Temperatura*: es un parámetro clave ya que regula la actividad microbiana y las etapas del proceso de compostaje (Bruni y col., 2020). Además, existe una relación directa entre la duración de altas temperaturas durante el proceso y el grado de degradación que sufren los materiales, así como su estabilización e higienización. Si el proceso es adecuado se observan temperaturas altas a partir de las primeras 24 - 48h (Gajalakshmi y, 2008). Durante el proceso de compostaje y especialmente durante la fase bio-oxidativa, observaremos tres fases: una primera fase mesófila que parte de temperaturas cercanas a la temperatura ambiente y a medida que lo microorganismos se van desarrollando, aumentará hasta los 45 °C, una segunda fase termófila donde las temperaturas superan los 45 °C y pueden rozar los 70 °C y una última fase de enfriamiento donde las temperaturas vuelve a situarse cercana a la temperatura ambiente. Por lo tanto, el rango óptimo de temperatura para que el proceso de compostaje se desarrolle de forma excelente se sitúa entre los 45 – 60 °C (Bruni y col., 2020).

- b. *Aireación*: es uno de los parámetros más influyentes en el desarrollo óptimo del proceso de compostaje. Una buena aireación de los materiales a compostar es un punto clave a la hora de facilitar el intercambio gaseoso que permite mantener una concentración de oxígeno suficiente para permitir la supervivencia de los microorganismos (Lin y col., 2022). Pero también es importante a la hora de eliminar el CO₂ generado por los microorganismos, disipar el calor de la masa a compostar y regular la humedad de los materiales (Zhang y col., 2016). Una mala aireación puede desencadenar la emisión de malos olores al producirse condiciones anaeróbicas en el interior de la pila que facilitan la proliferación de bacterias anaerobias (Zhou y col., 2023). En cambio, el exceso de aireación de los materiales puede provocar su desecación, disminuir la temperatura y, por lo tanto, la actividad de los microorganismos.
- c. *Humedad*: se considera una de las variables más importantes al estar asociada directamente con las necesidades fisiológicas de los microorganismos, al encargarse del transporte de sustancias esenciales para el desarrollo microbiano así como para la eliminación de sustancias de desecho. El rango óptimo se encuentra entre 50 – 60% de humedad (Bernal y col., 2017). Cuando la humedad se sitúa por debajo del 50%, el acceso al agua se dificulta y por tanto la velocidad de descomposición de los materiales disminuye (Lin y col., 2022). Si, por el contrario, la humedad se sitúa en valores por encima del 60% se reduce el movimiento de O₂ a través del material (Gajalakshmi y col., 2008) y el proceso tiende a volverse anaeróbico, disminuye su velocidad y se generan malos olores (Lin y col., 2022).
- d. *pH*: presenta una influencia directa sobre el proceso de compostaje al actuar sobre los procesos microbianos (Gajalakshmi y col., 2008). El rango óptimo se sitúa entre 5,5 y 8, aunque la actividad microbiana puede darse con valores entre 6,7 – 9 (Bernal y col., 2017). Es una medida indirecta de la aireación, ya que al producirse condiciones anaeróbicas observamos un descenso del pH acompañado de la emisión de compuestos olorosos, generalmente compuestos amoniacales. Durante el proceso de compostaje observaremos una disminución de pH durante la fase inicial, debido a la formación de ácidos orgánicos durante las primeras etapas. A continuación, observaremos un aumento en el pH asociado a la liberación de iones alcalino y al agotamiento de los ácidos orgánicos. Por último, durante la fase final del proceso de compostaje el valor de pH se sitúa cercano a la neutralidad como resultado de la formación de humus que posee capacidad tampón (Gajalakshmi y col., 2008).

1.2.3. Sistemas de compostaje

Existen diferentes clasificaciones de los sistemas de compostaje dependiendo de la movilidad del material a compostar (estáticos o dinámicos), de la forma en que se encuentra el material (pilas, huleras, trincheras, mesetas, zanjas, etc.), según la forma en la que se trabaja en las instalaciones (continua o discontinua) pero la clasificación más común se realiza en función del aislamiento del material con respecto al exterior (sistemas abiertos, cerrados o semi-cerrados) (ARC, 2016; Bernal y col., 2017). Los diferentes sistemas de compostaje se han resumido en la Figura 9.



Figura 9. Clasificación de los sistemas de compostaje. Fuente: elaboración propia (2025).

1. *Sistemas abiertos*: se trata de tecnología sencilla y de bajo coste, aplicada en pequeñas zonas rurales. Se basan en el apilamiento del material a compostar en montones de diferentes dimensiones, sometidos a ventilación natural o forzada y volteo del material manual o mecánico mediante volteadoras y palas mecánicas.
 - a. *Pilas estáticas aireadas pasivamente*: Es el sistema más sencillo basado en pilas no volteadas o volteadas con baja frecuencia. Para favorecer la aireación de la pila pasivamente se emplean estructuras que mejoran el flujo de aire desde la parte inferior de la pila a la superior por convección natural (efecto chimenea) (Gajalakshmi y col., 2008).
 - i. *Compostaje en contenedores*: realizado a pequeña escala en hogares o pequeñas explotaciones agrícolas y con contenedores de diferentes tamaños y materiales. El proceso de compostaje suele ser más lento (6-8 semanas) y se debe voltear manualmente y regar, para mantener las condiciones de humedad favorables

(Gajalakshmi y col., 2008). Se trata de un sistema sencillo y de bajo coste, que permite realizar una buena separación de los residuos al operar a pequeña escala, lo que puede garantizar la obtención de un producto de gran calidad.

- b. *Pilas estáticas aireadas*: se basan en la colocación de los materiales a compostar sobre un conjunto de tubos perforados o una solera porosa, conectados a un sistema de ventilación que aspira (sistemas Beltsville) o insufla (sistemas Rutgers) aire a través de la pila (ARC, 2016). Nos permite controlar la actividad metabólica de los microorganismos al proporcionar autonomía sobre el control de la concentración de O₂ dentro del material a compostar, lo que mejora la eficiencia de la degradación (Bernal y col., 2017). Existen programadores conectados a sondas de temperatura que facilitan el aporte de aire mediante el control de la temperatura de la pila en tiempo real.
 - c. *Hileras con volteo*: es uno de los sistemas más económicos y sencillos. Se trata de colocar el material a compostar en hileras o pilas de sección triangular o trapezoidal. Suelen tener un base de 3-4 m, una altura de 2-2.5 m y una longitud de 10-30 m. Se debe realizar volteos y riegos periódicos que aseguren la adecuada homogeneización del material y el mantenimiento de las condiciones de temperatura, humedad y porosidad del material para asegurar una buena ventilación (Chica Pérez y García Morales, 2008). La frecuencia de los volteos depende del tipo de material a compostar, de la humedad y de la velocidad con la que se desarrolla el proceso. Este sistema precisa de 100-120 días para lograr estabilizar los materiales compostados.
- 2. *Sistemas semi-cerrados*: se trata de un conjunto de operaciones llevadas a cabo en una gran nave cubierta y cerrada, provista de un sistema de ventilación forzada y concebido para atender a las necesidades de poblaciones medianas o grandes. En estos sistemas destacan los sistemas combinados de aireación forzada y volteo, en el que el proceso se desarrolla en una serie de canales, calles o trincheras, abiertos por la parte superior para permitir la circulación para su posterior volteo, con una altura de 3-5 m y una longitud de 60-140 m (Chica-Pérez y García-Morales, 2008). Los volteos son realizados habitualmente por volteadores suspendidos de puentes grúa, que permiten mover grandes cantidades de material en relativamente poco tiempo. Este sistema permite realizar el seguimiento y control de los parámetros, para poder ajustar los volteos a las necesidades del sistema.
 - 3. *Sistemas cerrados*: en ellos los materiales nunca están en contacto directo con el exterior, sino que se encuentran en recipientes llamadas reactores o digestores que además pueden ser horizontales o verticales. Están provistos de un sistema de conductos y turbinas que facilitan el tratamiento de los olores

generados por la fermentación del material. La aireación en este caso se puede ajustar a la actividad microbiana y la pérdida de calor a través de diferentes sensores instalados en el reactor (Bernal y col., 2017). Entre ellos destacan:

- a. Lechos horizontales agitados (túneles dinámicos): los materiales se depositan sobre lechos estrechos y largos con volteo regular, aireación forzada y movimiento continuo.
- b. Contenedores aislados-agitados: contenedores con aireación forzada, agitación y movimiento continuo.
- c. Reactores-torre o silos: sistemas con orientación vertical, aireación forzada y movimiento continuo de materiales generalmente en la parte inferior. Permiten un control total del proceso al producirse la descomposición de los residuos en un espacio cerrado y además reduce el espacio utilizado en comparación con los métodos tradicionales (Gajalakshmi y col., 2008).
- d. Contenedor aislado o túneles estáticos: contenedores de hormigón de al menos 3 m de altura, 4-5 m de ancho y 20-30 m de longitud, dotados de un sistema de ventilación forzada, normalmente por ranuras en el suelo, recogida de gases y lixiviados, sistema de riego y sistema automatizado de control y regulación del aire, temperatura y humedad (Bernal y col., 2017). Los residuos se cargan por un extremo mientras el compost se descarga por el otro, dando lugar a un proceso continuo y, aunque son sistemas capaces de gestionar gran cantidad de residuos, también son grandes consumidores de energía (Gajalakshmi y col., 2008).
- e. Tambores rotatorios: cilindros horizontales con una pequeña inclinación, de pocos metros de diámetro y una longitud mayor a su diámetro. Estos sistemas giran lentamente para mezclar, homogeneizar, agitar y mover el material (Canaleta, 2005). A medida que la mezcla de residuos gira a lo largo del tambor, el material se oxigena y se humedece mientras se descompone progresivamente obteniendo como resultado un proceso rápido desarrollado por una actividad microbiana intensa (Gajalakshmi y col., 2008).

Determinar qué sistema elegir para desarrollar el proceso de compostaje va a depender de factores técnicos, como la adaptación a los residuos que van a ser gestionados o a la demanda de producto final, y económicos, ya que algunas instalaciones requieren inversiones de capital y mano de obra.

1.2.4. Evaluación de la calidad y madurez del compost

Se define **compost** como el producto final del proceso de compostaje, formado por materia orgánica estabilizada semejante al humus, inocuo y libre de sustancias fitotóxicas, cuya aplicación al suelo no provocará daños a las plantas, y que permitirá su almacenamiento sin posteriores tratamientos ni alteraciones (Costa y col., 1991). Por otro lado, un compost se considerará maduro cuando no tenga efectos negativos sobre la germinación de las semillas ni sobre el crecimiento de las plantas, lo que implica que debe contener materia orgánica estabilizada y ausencia de compuestos fitotóxicos (Bernal y col. 2017). Los requisitos mínimos que garantizan la calidad de un compost y, por tanto, la ausencia de riesgos derivados de su uso son los siguientes:

- Debe ser un producto *estabilizado*: requisito previo a su uso agrícola, logrado por procesos biológicos y que no deben confundirse con procesos de estabilización o desecación.
- Debe ser un producto *inocuo*: libre de organismos patógenos, condición que se consigue por el efecto continuado de alta temperatura, el tiempo y la competencia de la población microbiana no patógena con la patógena dada en la etapa termófila.
- Debe haber sido sometido a una etapa inicial de *descomposición*: que garantice la degradación inicial de compuestos orgánicos solubles y catabolitos orgánicos hacia niveles bajos que permitan el inicio de la estabilización.
- Debe ser el resultado de un proceso de *humificación*: que se iniciará con la estabilización del producto y que concluirá con un proceso lento de mineralización de la materia orgánica.

El concepto de **calidad** del compost es un factor importante que condiciona el uso final que se le va a dar, su aplicación eficiente en agricultura y determinará el impacto ambiental que pueda ocasionar (Bernal y col., 2017). Por ello es importante tener en cuenta los siguientes aspectos que pueden afectar a la calidad del compost:

- *Material inicial*: cuya calidad influirá en la calidad final del compost. De manera que, materiales con alto contenido en nutrientes o bajos valores en metales pesados, permiten obtener productos finales con alto contenido en nutrientes y sin riesgos asociados en cuanto a metales pesados.
- *Proceso de compostaje*: para evitar que el producto final quede libre de patógenos y semillas de malas hierbas, es imprescindible que el material haya pasado por temperaturas superiores a los 55-60 °C.
- *Almacenamiento del producto final*: es de gran importancia cuidar las condiciones de almacenamiento, para evitar posibles recontaminaciones, por ejemplo, con microorganismos patógenos.

Azim y col. (2018) determinan que un compost maduro debe presentar determinadas características cualitativas como no emitir olor a amoníaco; aunque el compost esté húmedo y se voltee, no se observará repunte de la temperatura; debe ser un material granulado, oscuro y con olor agradable; y se debe observar un cambio en el aspecto final siendo este diferente al de la mezcla inicial. Además, establecen dos enfoques diferentes para describir la calidad de un compost:

- Basada en la transformación de la materia orgánica inicial (inestable) en la final (estable). El grado de *estabilidad* del compost se estima por la biodegradabilidad de los materiales orgánicos y su estado de humificación (Azim y col., 2018).
- Basada en los efectos sobre las plantas: la aplicación de un compost *maduro* no debe mostrar efectos negativos sobre la germinación, el crecimiento y el desarrollo de las plantas, sin embargo, un compost estable no tiene por qué ser necesariamente maduro.

Generalmente, entre las principales características que determinan la calidad de un compost se encuentran su estabilidad y su madurez. La aplicación de un compost sin un adecuado grado de estabilidad y madurez puede ocasionar efectos negativos como la disminución del contenido en oxígeno a nivel de las raíces de las plantas, el bloqueo del nitrógeno del suelo y el aumento de la temperatura en el mismo, además de inducir la presencia de microorganismos patógenos y la acumulación de sustancias fitotóxicas. Los compost maduros aumentan la materia orgánica del suelo, mientras que el uso de materiales inmaduros puede provocar la acumulación de sustancias tóxicas en el suelo y causar toxicidad a los cultivos. Además, la madurez se determina considerando el efecto de los compost sobre las plantas y aspectos de fitotoxicidad, mientras que la estabilidad se asocia a la resistencia de la materia orgánica frente a la biodegradación o actividad microbiológica (Sayara y col., 2022).

La **estabilidad** de un compost se define como el nivel de actividad de la biomasa microbiana tras el proceso de compostaje (Wu y col., 2000). Cuando un compost es estable, la tasa de liberación de energía producida por la descomposición de la materia orgánica llevada a cabo por los microorganismos se iguala con la tasa de pérdida de energía al medio ambiente. El parámetro comúnmente utilizado para evaluar la estabilidad de un compost es la respiración, determinada como la evolución de CO₂ o absorción de O₂ durante el proceso de compostaje (Gajalakshmi y col., 2008).

La definición de **madurez** del compost no está tan consensuada a nivel científico, sin embargo, se puede definir como el grado de descomposición de las sustancias fitotóxicas que se produce durante el proceso de compostaje (Wu y col., 2000). Cuando se determina la madurez de un compost, se realiza desde el punto de vista agrícola, teniendo en cuenta el posible efecto fitotóxico de la aplicación del compost sobre el crecimiento de la planta y el desarrollo del cultivo (Sayara y col., 2022). En cambio, el exceso de sales solubles o altas concentraciones de metales pesados también pueden

causar fitotoxicidad, lo que puede llevar a confusión si sólo se realizan pruebas de fitotoxicidad a la hora de definir la madurez del compost (Wu y col., 2000).

Ambos conceptos, estabilidad y madurez, están relacionados entre sí puesto que los compuestos fitotóxicos son productos de la actividad microbiana de la materia orgánica inestable. Por lo tanto, en la bibliografía se utilizan diferentes pruebas o métodos que permiten evaluar el grado de estabilidad y madurez de los compost (Sayara y col., 2022), las cuales se describen a continuación.

1. *Métodos físico-químicos y químicos:*

- a. *pH*: al ser un factor que influye en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, puede tener un efecto directo sobre la madurez de los compost (Bernal y col., 2017). Las variaciones de pH durante el proceso de compostaje dependen significativamente de las materias primas que se utilicen, así como de las condiciones de aireación en las que se haya mantenido el proceso. Valores finales en torno a la neutralidad indican madurez del compost (Azim y col., 2018).
- b. *Sales solubles*: interfieren en la disponibilidad de nutrientes para las plantas y pueden afectar a la estructura del suelo cuando se aplican dosis elevadas al suelo de compost con alta conductividad (Bernal y col., 2017).
- c. *Relación CN*: es un parámetro influenciado por los materiales iniciales que, generalmente, disminuye durante el proceso de compostaje. Es un buen indicador de madurez ya que afecta directamente al crecimiento microbiológico que utilizan el C como fuente de energía y el N para la síntesis proteica. Valores finales por debajo de 15-20 indican madurez del compost (Iglesia-Jiménez y Pérez-García, 1991). La aplicación de compost con elevada relación CN puede causar inmovilización de N en la biomasa microbiana (Gajalakshmi y col., 2008).
- d. *Capacidad de intercambio catiónico (CIC)*: aumenta según el grado de humificación del compost, al adsorber iones de carga positiva que son fácilmente intercambiables con otros cationes y a la formación de grupos carboxílicos y fenólicos (Azim y col., 2018). Valores superiores a 60 meq 100g^{-1} de materia orgánica son indicativos de madurez del compost (Iglesia-Jiménez y Pérez-García, 1991).
- e. *Humificación*: el proceso de compostaje se caracteriza por la transformación de ácidos fúlvicos (AF) en ácidos húmicos (AH) y la formación de sustancias húmicas insolubles y no fitotóxicas. La relación AH/AF nos indica el grado de madurez de un compost, con valores inferiores a 1 para compost inmaduros y superiores a 1 o 3 para compost maduros (Azim y col., 2018). Sin embargo, aunque los ácidos húmicos aumentan con el tiempo del proceso de compostaje, es un aumento

mínimo en comparación con la fracción humificada previa, por lo que este índice no debe aplicarse solo (Gajalakshmi y col., 2008).

2. Métodos biológicos:

- a. *Carbono hidrosoluble*: es un parámetro que generalmente disminuye durante el proceso de compostaje debido a su alta biodegradabilidad, ya que está compuesto principalmente por azúcares y otras sustancias fácilmente biodegradables (Gajalakshmi y col., 2008).
- b. *Respiración*: es un parámetro influenciado por la temperatura, humedad y disponibilidad de O₂ y N. Un compost inmaduro tendrá una significativa demanda de O₂ y altas tasas de producción de CO₂, como consecuencia del desarrollo microbiano y de la abundancia de compuestos biodegradables (Gajalakshmi y col., 2008). Los materiales con un índice de respiración entre 0,5 y 1,5 mg O₂ g⁻¹ OM h⁻¹ se consideran estables, mientras que valores superiores a 1,5 mg O₂ g⁻¹ OM h⁻¹ corresponden a materiales inestables (Sayara y col., 2022).
- c. *Actividad enzimática*: son enzimas cuya actividad varía en función del grado de descomposición de la materia orgánica. Aunque establecer valores umbral de actividad enzimática en función del grado de madurez es difícil, se ha comprobado que durante el compostaje se encuentra actividad lipasa, celulasa y proteasa (Azim y col., 2018).
- d. *Ensayo de autocalentamiento*: mide el incremento de temperatura de una muestra de compost tras ser humectada, producido por la intensa actividad microbiana que produce calor y bajo condiciones térmicamente aisladas (Azim y col., 2018). Un compost maduro obtendrá un valor de 30 °C como máximo por encima de la temperatura ambiente (Brinton y col., 1995).
- e. *Índice de germinación*: combina la germinación de semillas con la elongación de las raíces para valorar la presencia de sustancias fitotóxicas capaces de inhibir la germinación y el crecimiento de angiospermas en presencia de compost (Gajalakshmi y col., 2008). La presencia de materia orgánica inestable puede disminuir la germinación de las semillas y reducir el crecimiento de las plantas (Sayara y col., 2022). Valores superiores al 50% indican ausencia de fitotoxicidad en los compost (Zucconi y col., 1981a).
- f. *Ensayos ecotoxicológicos*: se trata de ensayos in vitro basados en la fitotoxicidad de larvas de *Artemia salina*, organismo de ciclo corto y rápido, con alta sensibilidad, que permite determinar la presencia de sustancias tóxicas (el Fels y col., 2016). Además, existen ensayos ecotoxicológicos que utilizan muestras sólidas o extractos acuosos de

compost con diversos organismos presentes en la matriz del suelo, como lombrices de tierra (*Eisenia foetida*), crustáceos acuáticos (*Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*) y bacterias (*Vibrio fischeri*) (Bernal y col., 2017).

3. *Analíticas instrumentales para la caracterización de la materia orgánica*: son técnicas de análisis instrumental que estudian los cambios estructurales de la materia orgánica durante el proceso de compostaje con la finalidad de evaluar su eficiencia y el grado de madurez del compost. Algunas de las técnicas que se han utilizado para este fin son la resonancia magnética nuclear (NMR), la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR), así como técnicas de degradación térmica, como la termogravimetría (TG), el análisis térmico diferencial (DTA) y la termogravimetría derivada (DTG) (Bernal y col., 2017).

1.2.5. Aspectos legislativos

Desde una perspectiva internacional, el crecimiento demográfico mundial unido al desarrollo económico y a la globalización han provocado un aumento en el consumo de recursos y como consecuencia en la generación de residuos (Sharma y col., 2023; Rahman y col., 2023). Además, la generación de residuos en un futuro próximo se espera que aumente, al asociarse al continuo crecimiento de la población mundial, desarrollo económico y expansión de las grandes ciudades (Alves y col., 2024). Tal nivel de desarrollo ha colocado la gestión de los residuos en un primer plano, como uno de los principales problemas a resolver a nivel global (Gao et al., 2022). Las consecuencias ambientales derivadas de una mala gestión son incalculables, por eso en la actualidad la Unión Europea adopta medidas enfocadas hacia garantizar que la gestión de residuos no solo se hace de forma adecuada y segura, sino que los residuos dejan de considerarse residuos, toman valor como materias primas secundarias de calidad y se transforman en un flujo de nuevos materiales susceptibles de ser reintroducidos de nuevo en los sistemas productivos como nuevos recursos (EU, 2017). Por ello, la Unión Europea pretende reducir los impactos negativos de una deficiente gestión y aboga por un cambio significativo en la gestión de los residuos que permita aumentar las tasas de reciclado y de valorización (Alves y col., 2024).

A través de la Directiva 2008/98/CE (EU, 2008) ya se marcaba como uno de los principales objetivos a nivel europeo la reducción de los efectos negativos asociados a la generación y gestión de los residuos sobre el medioambiente y la salud humana, así como la reducción del consumo de recursos. En consecuencia, abogaban por cumplir con la jerarquía de residuos como orden de prioridad necesario para mitigar el cambio climático mediante la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la eliminación de los residuos por medio de técnicas menos sostenibles, como el depósito en vertedero (Esparza y col., 2020). En la citada Directiva y su posterior modificación por la Directiva (UE) 2018/851 (EU, 2018) se establecía que, para seguir avanzando en materia de circularidad a nivel europeo, era necesario tomar medidas centradas en el ciclo de vida completo de los productos y en el aumento de la eficiencia

del uso de recursos. Una de las medidas que dicha Directiva establecía era la obligatoriedad de implantar sistemas de recogida separada de los biorresiduos con vistas a impulsar el compostaje como método de gestión, a más tardar, el 31 de diciembre de 2023. Además, se debían adoptar medidas que incentivaran el reciclaje mediante compostaje y digestión anaerobia, así como fomentar el uso de materiales producidos a partir de biorresiduos. En este sentido, el Reglamento (UE) 2019/1009 (UE, 2019) establece que un producto fertilizante puede contener compost obtenido mediante compostaje aerobio de los biorresiduos procedentes de la recogida selectiva que establece la citada Directiva 2008/98/CE (EU, 2008) y que, además, el proceso debe de cumplir con determinados criterios en cuanto a la duración de determinadas temperaturas del proceso, que se deben presentar para garantizar la adecuada higienización de los materiales compostados (Tabla 4).

Tabla 4. Criterios térmicos de higienización durante el proceso de compostaje.

	Temperatura	Duración mínima (días)
Criterio 1	> 70 °C	3
Criterio 2	> 65 °C	5
Criterio 3	> 60 °C	7
Criterio 4	> 55 °C	14

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Reglamento (UE) 2019/1009.

Junto a estos criterios térmicos, el citado Reglamento (UE, 2019) establece criterios simples en cuanto a la calidad y estabilidad del compost (Tabla 5). Respecto a la estabilidad, el Reglamento establece que el compost debe cumplir con, al menos, uno de los siguientes criterios:

- No superar el máximo de 25 mmol de O₂ kg⁻¹ de materia orgánica/h de índice de consumo de oxígeno definido como la medida en la que la materia orgánica biodegradable se descompone durante un periodo de tiempo específico.
- Obtener como mínimo un Rottegrad III como factor de calentamiento espontáneo, que define el estado de la actividad biológica de un compost por la temperatura máxima que alcanza bajo condiciones normalizadas.

Tabla 5. Criterios establecidos por el Reglamento (UE) 2019/1009 para el uso de compost como producto fertilizante.

Parámetro	Valor
C orgánico (% s.m.s.)	> 7,5
Materia seca (%)	> 20
<i>Metales pesados (mg kg⁻¹ s.m.s.)</i>	
Cadmio (Cd)	2
Cromo (Cr, VI)	2
Cobre (Cu)	300
Mercurio (Hg)	1
Níquel (Ni)	50
Plomo (Pb)	120
Zinc (Zn)	800
Arsénico inorgánico (As)	40
Impurezas e inertes (g kg ⁻¹ s.m.s.)	< 3 g kg ⁻¹ de impurezas macroscópicas (vidrio, metal o plástico) con Ø > 2mm y < 5 g kg ⁻¹ para la suma de todas las impurezas observadas.
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)	< 6 mg kg ⁻¹ de s.m.s
<i>Microorganismos patógenos</i>	
<i>Salmonella spp.</i>	Ausencia en 25 g compost o 25 mL
<i>Escherichia coli</i> o <i>enterococos</i>	< 1000 NMP en 1 g o 1 ml

s.m.s: sobre materia seca, NMP: número más probable.

A nivel nacional, la Ley 7/2022 de residuos (BOE, 2022) y suelos contaminados para una economía circular, incorpora al ordenamiento jurídico la ya citada Directiva 2018/851 que establece la obligatoriedad de implementar nuevas recogidas separadas de, entre otros, los biorresiduos mediante recogida en contenedores, puerta a puerta, sistemas de entrega y recepción o cualquier otra modalidad de recogida que permita su tratamiento biológico en origen, respetando los principios de proximidad y autosuficiencia, mediante compostaje doméstico o comunitario que permita la obtención de enmiendas orgánicas de calidad para su uso en suelos. A tal efecto, las autoridades competentes en materia de residuos deben facilitar la recogida separada de biorresiduos de origen doméstico antes del 30 de junio de 2022 para poblaciones con cinco mil habitantes y antes del 31 de diciembre de 2023 para el resto de las poblaciones. Sin embargo, aunque la obligatoriedad está establecida el grado de cumplimiento no

parece ser muy amplio, ya que como hemos visto en el apartado 1.1.1 sobre generación de residuos, el tratamiento separado de los biorresiduos a nivel nacional aún es escaso. La citada Ley insta a adoptar las medidas necesarias para establecer el tratamiento de los biorresiduos en origen mediante compostaje doméstico o comunitario, especialmente en aquellas poblaciones con menos de 1000 habitantes, así como a incentivar el uso del compost en el sector agrícola, en jardinería y en la regeneración de espacios degradados como enmienda orgánica con capacidad suponer un ahorro frente al consumo de fertilizantes minerales. En este sentido, el compost producido podrá ser comercializado siempre que se encuentre inscrito en el Registro de productos fertilizantes y cumpla con los criterios de calidad y estabilidad que establece el ya citado Reglamento (UE) 2019/1009 sobre productos fertilizantes y su homólogo nacional RD 506/2013 sobre productos fertilizantes y sus posteriores modificaciones (Tabla 6).

Tabla 6. Condiciones establecidas para compost en el RD 506/2013, sobre productos fertilizantes, y sus posteriores modificaciones en cuanto a contenido mínimo, limitación de microorganismos patógenos y concentración de metales pesados.

Parámetros	Criterios		
Humedad máxima (%)	40		
Relación CN	< 20		
Mat. orgánica mínima (% s.m.s)	35		
Impurezas e inertes (g kg ⁻¹ s.m.s)	< 1,5 % para Ø > 2mm		
Piedras y gravas (%)	< 2% para Ø > 5mm		
Granulometría	90% partículas pasa por malla de Ø = 25mm		
Microorganismos patógenos			
Salmonella spp	Ausencia en 25 g compost		
Escherichia coli	< 1000 NMP g ⁻¹ compost		
Metales pesados (mg kg ⁻¹ s.m.s)	Clase A	Clase B	Clase C
Cd	0,7	2	3
Cu	70	300	400
Ni	25	90	100
Pb	45	150	200
Zn	200	500	1000
Hg	0,4	1,5	2,5
Cr (Total)	70	250	300
Cr (VI)	No detectable según método oficial en ningún caso		

Sin embargo, la normativa nacional da libertad a las comunidades autónomas para establecer normas adicionales que fijen objetivos más ambiciosos en cuanto a la protección del medioambiente. Con tal fin, la Orden 18/2018 de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, regula las instalaciones de compostaje comunitario en el ámbito territorial de la Comunitat Valenciana estableciendo en primer lugar una clasificación de las instalaciones en cuanto a su manera de gestionar los residuos:

- Compostaje doméstico o domiciliario, entendido como el tratamiento de biorresiduos realizado por las personas o familias en sus propias casas y cuyo uso se limita al núcleo familiar.
- Compostaje comunitario, similar al anterior pero realizado por varios individuos o familias que compostan sus residuos en instalaciones comunes destinadas a tal gestión.
- Compostaje centralizado, donde los residuos son gestionados a escala municipal o supramunicipal, con un tratamiento industrializado que requiere autorización de gestión de residuos.

Además, establece determinadas condiciones que las instalaciones de compostaje deben cumplir en cuanto a su ubicación (terrenos públicos o privados), condiciones técnicas (zonas de depósito y descomposición de residuos, zona de acopio de estructurante y zona de almacenamiento de compost) y umbrales (capacidad máxima de 20 m³ para material en compostadora y compost almacenado, 10 m³ para material estructurante). El uso de estas instalaciones está limitado exclusivamente a la gestión de los biorresiduos generados por las personas usuarias compuestos generalmente por residuos biodegradables de cocina, papel y cartón y restos de podas de parques y jardines que pueden ser generados por los servicios de mantenimiento de los ayuntamientos. De igual manera, se establece que el uso del compost resultante está limitado a los usuarios de las instalaciones en sus terrenos particulares o en espacios públicos de los ayuntamientos. En cuanto a las condiciones de funcionamiento de las instalaciones, la Orden establece que, como mínimo, se debe realizar el control de la temperatura y de la frecuencia de volteos en un cuaderno de operaciones que permita comprobar que el compost haya permanecido un mínimo de 14 días consecutivos con temperaturas superiores a 55 °C que garantizan su higienización. Además, el ayuntamiento puede realizar el control periódico de la humedad y la proporción de material seco/material húmedo y exigirá la existencia de un responsable de las instalaciones que deberá tener la formación adecuada. Por último, establece la necesidad de realizar un control de calidad del compost anualmente, en el caso de que el primer ciclo de compostaje cumpla con los criterios mencionados con anterioridad establecidos por el RD 506/2013 sobre productos fertilizantes. Si el compost por alguna razón no cumple con los criterios establecidos, deberá ser gestionado como un residuo por el ayuntamiento.

En conclusión, la falta de estandarización del proceso de compostaje a pequeña escala, como el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado, pone de manifiesto la necesidad de establecer criterios mínimos para la gestión y para la calidad final del compost con la finalidad de garantizar un alto grado de protección del medioambiente y de la salud humana.

1.2.6. Modelos de compostaje descentralizado

Aunque la prevención de los residuos debe ser prioritaria, la recogida y tratamiento separado de los biorresiduos puede ser una opción factible que permite dar un nuevo valor a estos materiales. Un adecuado método de gestión de los residuos no solo implica un régimen de recogida eficiente, sino que también debe disponer de un adecuado sistema de clasificación de los residuos que ayude a identificar la trazabilidad de cada flujo (Alves y col., 2024). La optimización de los sistemas de recogida y gestión de los residuos permite el avance de la sociedad hacia la economía circular y aumentar la sostenibilidad de los sistemas (Rahman y col., 2023).

Como se ha comentado, ya en 2008 la Unión Europea mediante la Directiva 2008/98/CE y sus posteriores modificaciones (BOE, 2008), establecía la necesidad de facilitar la recogida separada y el tratamiento adecuado de los biorresiduos, con el fin de producir un compost seguro para la salud humana y el medioambiente que permita por lo tanto reducir los efectos medioambientales de una gestión menos sostenible, como el depósito en vertedero, así como las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a una mala gestión. Asimismo, establece la obligación de disponer de nuevas recogidas separadas como el quinto contenedor (contenedor marrón) o el sistema puerta a puerta, entre otros, para los biorresiduos con el objetivo de aplicar rigurosamente el principio de jerarquía, aumentar la calidad del reciclado y estimular el uso de materias primas secundarias de calidad en modelos económicos circulares.

La recogida puerta a puerta está basada principalmente en la recogida directa de los residuos delante de la puerta de la vivienda o comercio donde se generan y según el calendario semanal de recogida que establecen los servicios de recogida. Esta recogida se puede hacer directamente en bolsa o bien los servicios municipales reparten pequeños contenedores a los usuarios participantes en el programa de recogida, que son reemplazados por contenedores vacíos cada día de recogida. Este sistema permite recoger gran cantidad y calidad de residuo evitando el establecimiento de un contenedor en la calle y problemas de desbordamientos o acumulaciones incontroladas. El sistema de recogida mediante quinto contenedor (contenedor marrón) para realizar la recogida de la fracción orgánica de los residuos recogidos separadamente se trata de establecer un contenedor que se suma al resto de fracción de residuos municipales recogidas separadamente como el vidrio, papel y cartón o envases. Esta nueva obligación tiene el efecto de aumentar la cantidad de fracción orgánica recogida separadamente (FORS), que tradicionalmente se ha gestionado en instalaciones centralizadas de compostaje basadas en la economía de escala que dificultan la gestión

en zonas rurales o semirurales donde la recogida y el transporte puede resultar dificultoso. Para permitir el tratamiento biológico de los residuos en origen, es necesario adoptar medidas específicas que faciliten el compostaje doméstico o comunitario (BOE, 2022). Como consecuencia, en la actualidad la gestión se está trasladando hacia nuevos modelos basados en un compostaje descentralizado, como el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado, que facilitan la gestión de los residuos a pequeña escala, *in situ* y de cercanía. Este tipo de gestión descentralizada permite obtener diferentes beneficios (MAGRAMA, 2013):

- Permite reducir las necesidades de transporte de los residuos, lo que reduce tanto el consumo de carburantes como la emisión de gases de efecto invernadero asociados al transporte por vehículos de tracción, por un lado, porque se optimizan los recorridos de recogida de residuos y por otro lado porque se utilizan camiones de bajo tonelaje al efectuar una gestión de proximidad.
- No necesitan grandes inversiones económicas para la construcción y explotación de las instalaciones de compostaje, además presentan bajos consumos energéticos, la problemática de funcionamiento es mínima y la vida útil de las instalaciones suele ser bastante superior.
- Permite co-gestionar otros flujos de residuos, como estiércoles de pequeñas granjas, restos vegetales y otros subproductos agrarios.
- La trazabilidad de los materiales es plena, lo que aumenta la confianza de los usuarios en el compost final y facilita su uso.
- Fomenta la agricultura ecológica, al ser uno de los primeros consumidores de compost.
- Crea nuevos puestos de trabajo, no solo por los encargados de la gestión de las instalaciones de compostaje, sino porque algunos agricultores se convierten en gestores, diversifican su actividad y obtienen nuevos ingresos.

En una primera instancia, los modelos descentralizados se implantaron a través de experiencias piloto muy precisas, pero en los últimos diez años estos modelos se han convertido en una alternativa eficaz a la recogida y gestión descentralizada de un determinado flujo de residuos, como son los biorresiduos. Esto se debe a que este proceso biológico se adapta fácilmente a diferentes escalas operativas, siempre que se respeten los parámetros básicos que garanticen la acción de los microorganismos, en condiciones óptimas y con las mínimas afecciones (Fertile Auro, 2019).

Como se ha comentado, la legislación europea y nacional establece la obligación de nuevas recogidas separadas para los biorresiduos, entre otros. En la Comunidad Valenciana, mediante la Ley 5/2022 de la Generalitat Valenciana sobre residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular (DOGVA, 2022), se establecen

medidas de gestión específicas para los biorresiduos, entre las que se encuentran su separación y reciclaje mediante tratamiento biológico, incluyendo el tratamiento en origen mediante compostaje comunitario, para la obtención de enmiendas orgánicas de calidad como los compost. En este contexto, resulta particularmente relevante e interesante ofrecer una definición precisa de los modelos emergentes de compostaje descentralizado, con el objetivo de facilitar su comprensión y contextualización dentro de las prácticas actuales de gestión de biorresiduos. A tal efecto, se define **compostaje comunitario** como aquel proceso realizado por un grupo de vecinos que utilizan instalaciones compartidas o comunales (Figura 10).



Figura 10. Ejemplo de gestión debiorresiduos mediante compostaje comunitario.

Fuente: elaboración propia (2025).

Este modelo generalmente no cuenta con sistemas de recogida y de transporte de biorresiduos, siendo los propios vecinos los encargados de trasladar los biorresiduos a las zonas específicas de compostaje donde se desarrolla el proceso, denominadas islas de compostaje. Es importante mencionar, aunque no es lo más habitual, que en determinadas zonas rurales donde la dispersión de la población puede dificultar la recogida de los biorresiduos, algunos ayuntamientos implementan un sistema de recogida puerta a puerta con la finalidad de fomentar la participación de los ciudadanos

en el programa de compostaje comunitario local. En este modelo de compostaje, la cantidad anual de biorresiduos varía en función de la población a la que pertenece, llevando a alcanzar una media de 20 toneladas de biorresiduos al año. En definitiva, se trata de un método de gestión *in situ* que facilita obtener un compost utilizado directamente por los usuarios que generan los propios biorresiduos.

Por otro lado, se define **compostaje urbano descentralizado** al compostaje realizado por diferentes usuarios (Figura 11). Entre ellos, podemos encontrar:

- Usuarios domésticos: ciudadanos de un grupo de hogares que participan en programas de recogida separada de biorresiduos, ya sea mediante el sistema puerta a puerta o quinto contenedor.
- Pequeñas fincas familiares: que aportan moderadas cantidades de residuos de cultivos.
- Residuos de grandes generadores: cafeterías, restaurantes, establecimientos comerciales, comedores colectivos, centros educativos, hoteles y cualquier instalación que implemente la recogida de biorresiduos de forma separada.



Figura 11. Ejemplo de gestión de biorresiduos mediante compostaje urbano descentralizado. Fuente: elaboración propia (2025).

En este caso, las técnicas empleadas son muy similares al compostaje comunitario, aunque existen algunas diferencias. Por un lado, cuenta con sistemas de recogida implementados por las administraciones o por agricultores locales en colaboración con las administraciones, que se establece en función del tipo de recogida, que en este caso puede ser mediante el sistema puerta a puerta o quinto contenedor. Una vez los residuos son recogidos, se transportan hacia las zonas de compostaje, que en este caso se denominan plantas de compostaje. Otra de las principales diferencias viene determinada por la cantidad de biorresiduos gestionados anualmente, que se sitúa entre las 300 y 1000 toneladas de biorresiduos al año. En este caso, los compost obtenidos pueden ser utilizados por los propios usuarios bajo petición previa al gestor de la planta de compostaje.

Sin embargo, esta alternativa de gestión puede ser posible siempre y cuando se siga adecuadamente el proceso de compostaje, desde el diseño y dimensionamiento de los sitios de compostaje descentralizado, así como las características de los materiales iniciales utilizados que depende de la colaboración de los usuarios y de su disponibilidad para realizar una buena separación, de la calidad del compost final y de la capacitación del personal encargado de gestionar y controlar los diferentes procesos (Arizmendiarieta y col., 2019). Las características de la mezcla inicial de materiales a compostar son de vital importancia para conseguir un desarrollo del proceso adecuado. Los biorresiduos que se reciben en las instalaciones de compostaje pueden contener materiales impropios que dificultan el tratamiento y afectan directamente la calidad del compost final (MAGRAMA, 2013). En este sentido, es importante realizar buenas campañas de educación ambiental que motiven a los usuarios a participar en iniciativas de gestión separada de biorresiduos y de gestión a pequeña escala donde una buena separación de residuos en origen evita la llegada de impropios al proceso (Storino y col., 2018). Sin embargo, hasta ahora estos modelos de compostaje se han sido concebidos únicamente como una reproducción de experiencias de otros lugares, especialmente en el caso del compostaje comunitario, sin un análisis de las necesidades reales de cada caso, un criterio técnico o una perspectiva social a la hora de tomar decisiones (Auro, F. 2019). Por ello, es evidente que existe una falta de estandarización en cuanto al control del proceso y del producto final en estos nuevos escenarios de compostaje, lo cual es esencial para garantizar el valor agronómico, el grado de estabilidad y madurez, la calidad del producto y especialmente las condiciones higiénicas del compost obtenido para su uso en agricultura (Policastro y col., 2023).

1.3.El compost como enmienda y/o fertilizante orgánico

En muchos casos, la agricultura intensiva puede llevar al agotamiento de la materia orgánica del suelo, provocando una disminución de su fertilidad asociada a la reducción de la actividad microbiana y al deterioro de las propiedades físicas. La aplicación de enmiendas orgánicas, como los compost, puede ayudar a mejorar la estructura del

suelo, generando agregados de gran tamaño que incrementan la tasa de infiltración de agua y su capacidad de retención, además de mantener una adecuada biomasa del suelo e incrementar su respiración y su actividad enzimática (Gajalakshmi y col., 2008). El efecto de la aplicación de compost en el suelo depende tanto de las propias características del compost como del suelo, así como de la tasa de aplicación. En cambio, es importante mencionar que los efectos de la aplicación no son inmediatos, ya que el compost es un material que permite la liberación lenta de nutrientes y es necesario un tiempo tras la aplicación que permita ver sus efectos (Huang y col. 2011). A modo de ejemplo, en la Tabla 7 se muestran diferentes ejemplos del uso de compost de diferentes orígenes realizados por otros investigadores.

Tabla 7. Resumen de diferentes estudios previos sobre la utilización de compost.

Tipo de compost	Ingredientes	Uso/Cultivo	Referencia
Ganadero y Agroindustrial	Gallinaza y cascarilla de arroz	Enmienda suelo	Mushtaq y col., (2019)
Ganadero y Agroindustrial	Estiércol oveja/cabra y residuo vitivinícola	Enmienda suelo	Marín-Martínez y col., (2021)
Ganadero, agrícola / Urbano	Gallinaza y paja de trigo / lodo de depuradora y restos de poda	Enmienda suelo	Orden y col., (2022)
Urbano	Lodo de depuradora y residuos forestales, de jardinería y agrícolas	<i>Lactuca sativa L</i>	Reis y col., (2014)
Agroindustrial	Sustrato agotado de champiñón y setas	<i>Lactuca sativa L</i>	Paredes y col., (2016)
Ganadero	Estiércol avícola y vacuno	<i>Lactuca sativa L</i>	Alromian y col., (2020)
Ganadero	Purín porcino	<i>Lactuca sativa L</i>	García-López y col., (2022)
Ganadero	Estiércol avícola y equino	<i>Lactuca sativa L</i>	Temegne y col., (2024)
Agroindustrial y ganadero	Diferentes residuos agroindustriales, estiércol de oveja y vaca	<i>Prunus dulcis L.</i>	Pérez-Murcia y col., (2021)
Urbano, agroindustrial y ganadero	Residuos sólidos urbanos, lodo de industria papelera, harinas ganaderas, estiércol avícola y porcino	Ryegrass y trigo	Cordovil y col., (2007)
Urbano	Residuos sólidos urbanos	Tomate	Khalid y col., (2014)

En un ensayo de incubación, Mushtaq y col. (2019) estudiaron la mineralización de N de compost formulados a partir de biorresiduos y residuos avícolas y enriquecidos con aditivos minerales (sulfato de aluminio y roca fosfórica) durante 60 días. Los mejores valores de tasa de mineralización de N se obtuvieron en los compost aditivados asociándolo a una menor relación CN.

Por otra parte, Marín-Martínez y col. (2021) utilizaron compost a base de estiércol de oveja y cabra junto con residuos de la industria vitivinícola y otras enmiendas orgánicas como estiércoles para estudiar el efecto a corto plazo de la aplicación del compost sobre la fertilidad del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero. Estos autores concluyeron que la aplicación directa de estiércol aumentaba la emisión de CO₂ a la atmósfera, mientras que la producción de N₂O la asociaron al proceso predominante de nitrificación.

En un estudio de incubación de 119 días de duración a escala laboratorio, Orden y col. (2022) aplicaron dos compost a base de biorresiduos con viruta de madera y gallinaza con paja de trigo en dos suelos de texturas diferentes (franco-arenoso y franco-arenoso-arcilloso). Estos autores observaron una rápida nitrificación inicial, especialmente en el suelo franco-arenoso, seguida de un proceso de inmovilización de N. Además, aunque ambos compost incrementaron la concentración de P en el suelo, como se liberó de forma progresiva no observaron síntomas de sobrefertilización.

Paredes y col. (2016) evaluaron los efectos de la aplicación de compost procedentes de sustrato agotado de champiñón y setas sobre las características del suelo y el rendimiento y estado nutricional de la lechuga. Estos autores observaron que el uso de este tipo de enmiendas mejoró la fertilidad y que, además, no causó daño en las plantas ya que mejoraron su rendimiento, al nivel del tratamiento con fertilizante inorgánico, así como su contenido nutricional.

Por otra parte, García-López y col. (2022) evaluaron los efectos de la aplicación de compost pelletizados producidos a partir de residuos ganaderos sobre la actividad enzimática del suelo y el rendimiento del cultivo de lechuga. Estos autores determinaron que la aplicación del compost pelletizado mejoraba el rendimiento de lechuga, con valores de producción similares a los obtenidos en el tratamiento con fertilización inorgánica y que además aumentaba la biomasa microbiana y la actividad fosfatasa.

En un estudio de aplicación de compost, Temegne y col. (2024) evaluaron el efecto de compost ganaderos sobre la calidad del suelo tras el cultivo de lechuga y la fitotoxicidad en cuanto a la capacidad de inhibición en semillas de lechuga. Estudiaron diferentes concentraciones de extractos de compost en dos variedades de semillas de lechuga. Estos autores encontraron que, en general, los compost mejoraban las condiciones del suelo tras el cultivo en cuanto a su fertilidad y disponibilidad de nutrientes y, además, su aplicación no inhibía en la germinación de nuevas semillas.

Pérez-Murcia y col. (2021) estudiaron los efectos de la aplicación de compost de fuentes agroindustriales en almendro bajo condiciones de agricultura ecológica a lo largo de dos ciclos de cultivos. Estos autores encontraron resultados similares en cuanto al rendimiento y producción de almendra entre los tratamientos con compost y estiércol de oveja fresco, aunque encontraron diferencias en el grosor de la almendra cuando se utilizaron compost a base de orujo de uva agotado y estiércol de oveja o con residuos de gazpacho.

Por otro lado, Cordovil y col. (2007) evaluaron el nitrógeno potencialmente mineralizable tras la aplicación de compost procedentes de diferentes fuentes orgánicas en un ensayo en maceta con ryegrass y trigo. Los datos experimentales obtenidos sobre el N potencialmente mineralizable tras el estudio en maceta coincidieron con los datos obtenidos en los ensayos de incubación de todas las fuentes probadas. Además, encontraron una correlación positiva en los conjuntos de datos cuando se aplicaba el modelo de Stanford y Smith para la predicción de la mineralización de residuos orgánicos para estimar la liberación de N en nutrición de cultivos.

1.3.1. Efectos en el suelo

Uno de los principales usos del compost es como **enmienda orgánica del suelo** ya que permite mejorar su fertilidad mediante el aporte de materia orgánica que aumenta la actividad biológica y mejora sus propiedades físicas, químicas y biológicas. El uso de compost como enmienda orgánica del suelo también es ampliamente conocido como estrategia para combatir el cambio climático y la erosión del suelo. La mejora de la calidad del suelo mediante el empleo de compost está íntimamente relacionada con el aporte de materia orgánica y, por lo tanto, de carbono orgánico. Rodríguez Martín y col. (2016) realizaron un estudio de estimación del stock de carbono orgánico (SOC) en los suelos nacionales y determinaron que la mitad del territorio español presenta valores de SOC inferiores al 1%, donde las concentraciones más bajas se encontraban en los suelos agrícolas del sur peninsular y se observa una gran variabilidad espacial entre los territorios del norte y del sur (Figura 12). Además, observaron los mayores contenidos en SOC en los suelos del norte dominados por pastizales y bosques, encontrando una clara influencia del clima sobre el SOC. En este sentido, el aumento del contenido en materia orgánica en los suelos también se presenta como una alternativa de mitigación que permite regenerar los suministros de carbono del suelo y prevenir la degradación sobre todo en zonas áridas donde las condiciones climáticas son más extremas.

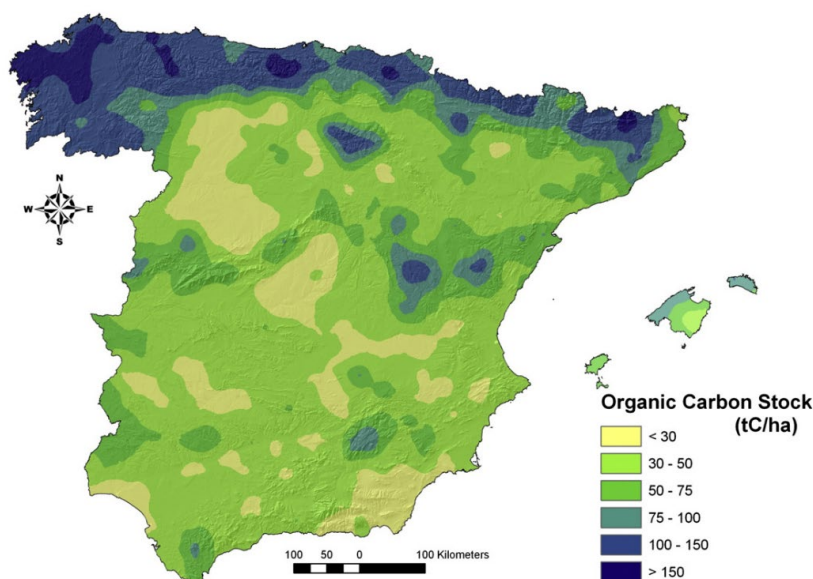


Figura 12. Mapa del stock de carbono orgánico en el suelo. Fuente: Rodríguez Martín y col. (2016).

La aplicación de enmiendas orgánicas durante un periodo de tiempo más o menos prolongado y de manera eficiente puede obtener como resultado la restauración de la fertilidad total del suelo (Gajalakshmi y col., 2008). Además, la presencia de sustancias húmicas aportadas por el compost incrementa la formación del complejo arcillo húmico en el suelo, lo que favorece la estabilidad de los agregados y mejora la estructura del suelo, que actúa como pegamento entre los diferentes componentes (Ayilara y col., 2020). A continuación, se detallan los principales **efectos de la aplicación de compost en el sistema suelo** (Sayara y col., 2020).

1. *Efectos sobre las propiedades físicas del suelo*

- a. Estructura: es ampliamente conocido que la aplicación de compost en el suelo mejora su estructura y como consecuencia tiene efecto directo sobre diferentes procesos edáficos. Tras la aplicación de compost el intercambio gaseoso, el drenaje y capacidad de retención hídrica mejoran y se observa un menor riesgo de erosión y de pérdida de agua por evaporación.
- b. Agregados estables: el aporte de compost contribuye a la formación de agregados estables, especialmente en suelos limosos y arcillosos, al promover las interacciones entre el humus y las partículas minerales. En definitiva, mejora la estructura, la estabilidad y la formación de suelo lo que tiene un claro efecto positivo sobre su fertilidad.
- c. Densidad aparente: la aplicación de compost disminuye la densidad aparente del suelo y mejora los problemas de resistencia, la aireación y la infiltración de agua. Estas mejoras tienen un efecto directo sobre el

crecimiento de las plantas, al mejorar la penetración y elongación de las raíces.

- d. Capacidad de retención hídrica y tasa de infiltración: la aplicación de compost en el suelo mejora ambas propiedades, tanto en suelos arcillosos como en suelos arenosos. Puesto que la materia orgánica es el principal componente del suelo que retiene agua, el aporte de materia orgánica mediante la aplicación de compost al suelo mejora su capacidad de retención hídrica e incrementa la eficiencia del uso de agua en agricultura, especialmente en ambientes áridos o semiáridos, donde los suelos se pueden ver influenciados por procesos de desertificación y erosión.

2. *Efectos sobre las propiedades químicas del suelo:*

- a. Nutrientes: como se ha mencionado en varias ocasiones, el aporte de compost al suelo aumenta su porcentaje de materia orgánica y por lo tanto mejora el nivel de nutrientes liberados tras su mineralización, especialmente macronutrientes y micronutrientes esenciales para el desarrollo de cultivos. En este sentido, el uso de compost como sustitutos de fertilizantes inorgánicos en agricultura permite reducir la huella ambiental de esta.
- b. Capacidad de intercambio catiónico: la aplicación de compost mejora notablemente la presencia de cationes intercambiables lo que contribuye a mejorar la capacidad de retención de nutrientes del suelo e impide que estos sean lixiviados.
- c. pH: la aplicación de compost tiene la capacidad de variar el valor del pH del suelo, que suele aumentar en suelos ácidos cuando se aplican compost cuyo pH se encuentra cercano a la neutralidad. Sin embargo, en suelos con valores de pH alcalinos la aplicación de compost debe realizarse con precaución, ya que puede reducir la disponibilidad de nutrientes en la agricultura.

3. *Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo:*

- a. Aumento de la biomasa: la aplicación de compost aumenta las poblaciones de actinomicetos, hongos y bacterias, lo que favorece el aumento del carbono de la biomasa y de la respiración microbiana en el suelo. Además, como el compost libera sus nutrientes lentamente, este aumento de biomasa es sostenido en el tiempo debido a la descomposición de la materia orgánica aportada por el compost (Sharma y col., 2019).
- b. Actividades enzimáticas: la aplicación de compost al suelo tiene un efecto directo sobre la materia orgánica y los microorganismos del mismo. Tras la aplicación, se observa un incremento de la diversidad microbiana del

suelo y por lo tanto de las actividades enzimáticas que controlan el ciclo de los nutrientes y otros procesos biológicos. Diversos investigadores han reportado incrementos de actividades enzimáticas como la β -glucosidasa (Medina y col., 2004), fosfatasa (García-López y col., 2022) o ureasa (Nannipieri y col., 2018).

1.3.2. Efectos en el sistema suelo – planta

En cuanto al efecto del uso del compost sobre el **sistema suelo-planta**, es interesante estudiar la disponibilidad y concentración de los nutrientes para los cultivos (Bernal y col., 2017). Como ya se ha mencionado, la calidad de un compost en cuanto a su uso en agricultura como fertilizante o abono orgánico reside en la concentración y disponibilidad de macronutrientes, especialmente de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), al tratarse de nutrientes esenciales para las plantas, y micronutrientes, como calcio (Ca), azufre (S), magnesio (Mg), hierro (Fe), boro (B), cloro (Cl), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu), molibdeno (Mo) y níquel (Ni), que la aplicación de compost puede aportar en cantidades suficientes para el desarrollo de las plantas (Sayara y col., 2020) y que contribuyen positivamente a incrementar la productividad de los cultivos y la fertilidad de los suelos (Goldan y col., 2013). Además de incrementar la disponibilidad de nutrientes, la actividad de los microorganismos estimulada por la aplicación de compost aumenta la síntesis de vitaminas, hormonas y sustancias bioestimulantes para las plantas (Bustamante y col., 2025). Sin embargo, existen limitaciones en el uso de estos materiales al no encontrarse tales nutrientes necesariamente en formas disponibles de forma inmediata para los cultivos. El compost libera lentamente los nutrientes que contiene, que resultan ser esenciales para las plantas, para que éstas los puedan absorber (Bernal y col., 2017). En este sentido, la velocidad a la que los nutrientes aportados por el compost se transforman en formas disponibles para las plantas se conoce como la tasa de mineralización de un compost y es un parámetro de especial importancia que es interesante conocer antes de la aplicación en agricultura (Geisseler y col., 2024). Además, la estructura y actividad biológica del suelo está condicionada por su contenido en materia orgánica, cuya concentración aumentará en función de la tasa de aplicación del compost y afectará directamente al uso agrícola del suelo. La tasa de aplicación de un compost se define como la cantidad de compost que es posible aplicar sobre un área determinada y depende de factores como el tipo de cultivo sobre el que se aplica, la calidad del compost usado, las condiciones en las que se encuentra el suelo y el método de aplicación del compost. Por lo tanto, determinar tanto la tasa de mineralización como la tasa de aplicación del compost se hace indispensable para su correcto uso (Sayara y col., 2020).

Aunque no es el efecto deseado, se pueden generar efectos perjudiciales tanto en el suelo como en el sistema suelo-planta tras la aplicación de compost de mala calidad. Uno de los **efectos negativos** que se pueden ocasionar se basa en el aumento de la **salinidad** del suelo por el aporte de materiales con alta concentración salina que puede conducir a inhibición o retraso de la germinación de semillas al tener baja tolerancia a la salinidad durante los primeros estadios de crecimiento. En plantas adultas, la salinidad

obstaculiza el crecimiento al dificultar la asimilación de nutrientes, la transpiración, la fotosíntesis y la conductancia estomática, disminuye el potencial hídrico y la turgencia de las hojas y genera estrés osmótico e iónico (Arif et al., 2020). Además, se puede producir la lixiviación de sales hacia las capas profundas del suelo pudiendo ocasionar contaminación de las aguas subterráneas (Wang y col., 2024b).

Otro de los posibles problemas que se pueden encontrar en compost de baja calidad es la presencia de elementos y/ compuestos potencialmente tóxicos, como son los metales pesados como el Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn y As que, en función de la tipología del compost y de la tasa de aplicación, puede causar acumulación en el suelo y transferencia a la cadena alimentaria (Paradelo y col., 2020). La acumulación de metales pesados en el suelo y en la cadena alimentaria, aunque depende de las propias características del suelo, sistema de riego y tipo de compost, puede ser otro efecto negativo de la aplicación de compost cuando se aplican dosis elevadas de compost que sobrepasan los niveles máximos de metales pesados permitidos. En este sentido, Paradelo y col. (2020) en un ensayo de transferencia de metales pesados a las plantas desde el compost encontraron que las concentraciones en los tejidos de lechuga y ryegrass aumentaban conforme aumentaba la concentración de metales en los compost utilizados.

Por otra parte, la acumulación de sustancias químicas en el suelo puede estar relacionado con el aumento de la concentración de químicos en las plantas (Pinamonti y col., 1997). Entre estas sustancias se encuentran los compuestos orgánicos potencialmente tóxicos, como los **hidrocarburos aromáticos policíclicos** (HAP) entre otros, que tienen la capacidad de bioacumularse a lo largo de la cadena trófica y aumentar la exposición a concentraciones nocivas de los organismos superiores. La presencia de compuestos orgánicos potencialmente tóxicos se reduce durante el proceso de compostaje gracias a la biodegradación que se produce (Bustamante y col., 2025). Sin embargo, existen sustancias de difícil degradación que si son aplicadas pueden causar efectos indeseados. Con el fin de reducir este riesgo, existe legislación vigente que limita el uso de compost con determinados valores de metales pesados y otras sustancias que puedan resultar perjudiciales para la salud humana y el medioambiente (UE, 2019). En este sentido, también cabe mencionar la presencia de **contaminantes orgánicos emergentes** que representan una amplia gama de contaminantes químicos de naturaleza inorgánica y orgánica, utilizados en agricultura (pesticidas, fertilizantes y agentes de crecimiento), productos farmacéuticos (medicamentos de uso animal o humano como antibióticos) y productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs por sus siglas en inglés) (Ramírez-Malule y col., 2020). Su relevancia a nivel mundial ha aumentado en las últimas décadas, gracias al desarrollo de tecnologías analíticas más sensibles, que han revelado su presencia en aire, suelo y agua (Ramírez-Malule y col., 2020). Sin embargo, aunque sus efectos toxicológicos aún no están claros, diversos estudios les han atribuido la capacidad de causar efectos negativos sobre la salud y el medio ambiente (Clarke y Smith, 2011; Ramírez-Malule y col., 2020). La presencia de contaminantes orgánicos en el compost y sus materias primas, principalmente insecticidas organoclorados, bifenilos policlorados (PCB) e insecticidas

organofosforados y carbamatos, ha sido estudiada (Kupper y col., 2008), aunque en el caso de los modelos de compostaje descentralizado la información aún es escasa.

Por otro lado, cuando se aplican compost en altas dosis y se registran picos de lluvias puede producirse **lixiviación de los nutrientes** que aporta el compost, como los nitratos o el fósforo, que pueden percolar hacia aguas subterráneas contaminando acuíferos o causar problemas de eutrofización en aguas superficiales o acumulación de nitrógeno en el suelo (Wang y col., 2024b; Paradelo y col., 2020; Siedt y col., 2021). Sin embargo, cuando las tasas de aplicación son adecuadas (Chau y col., 2023) y el compost utilizado tiene un alto grado de estabilidad y madurez (Chau y col., 2024), las emisiones de gases de efecto invernadero no tienen que ser relativamente elevadas. Por último, la presencia de cationes de sodio y potasio pueden dar lugar a la degradación de los coloides del suelo y contribuir con la descomposición de los agregados del suelo (Sayara y col., 2020).

Otro de los riesgos asociados a la aplicación en agricultura de compost de mala calidad es la presencia de **patógenos** humanos como *E.coli* o *Salmonella*, entre otros, que puede causar infecciones a los manipuladores del compost y a los usuarios agrícolas (Bustamante y col., 2025). Por lo tanto, es importante garantizar la seguridad sanitaria de los compost antes de cualquier aplicación. Aunque la presencia de temperaturas termófilas durante el proceso de compostaje, en principio, garantiza la higienización de los materiales y, por lo tanto, del producto final, otros factores como la humedad, la disponibilidad de nutrientes o la presencia de microbiota competitiva, pueden inhibir la capacidad de crecimiento de cierto patógenos. En este sentido, la UE mediante el Reglamento 1009/2019 (EU, 2019) limita la presencia de estos patógenos y establece determinados criterios de duración térmica durante el proceso de compostaje encaminados a minimizar los riesgos (ver apartado 1.2.5 Aspectos legislativos).

1.3.3. Propiedades de valor añadido del compost

La limitación de recursos naturales como el agua y el impacto del cambio climático sobre los sistemas agrícolas han potenciado la necesidad de buscar estrategias alternativas y sostenibles capaces de enfrentar los desafíos actuales del sector. El uso de compost en el entorno agrícola ha cobrado interés no solo por su capacidad de mejorar las propiedades del suelo y presentarse como una fuente alternativa de materia orgánica y nutrientes, sino por presentar propiedades de valor añadido relacionadas con su composición microbiana y la interacción en el sistema suelo-planta.

En este sentido, una de las potencialidades más interesantes asociadas a la aplicación de los compost en agricultura es su **capacidad supresora** de fitopatógenos. Las enfermedades transmitidas por fitopatógenos a través del suelo causan graves pérdidas económicas y amenazan la sostenibilidad de la agricultura que tradicionalmente usa pesticidas químicos para el control de enfermedades y plagas (Bouchtaoui y col., 2024). Un compost supresor es capaz de reducir el desarrollo de enfermedades de cultivos incluso en presencia del fitopatógeno, del huésped ideal y de condiciones óptimas para

su propagación. Durante la fase de enfriamiento del compost este es recolonizado por un consorcio de microorganismos antagonistas que le otorgan esta capacidad supresora (Hadar y col., 2012). Por ello, la aplicación de compost aporta o favorece el desarrollo de microbiota edáfica con capacidad de suprimir o reducir la actividad de una gran gama de patógenos y fitopatógenos. El efecto supresor de un compost depende tanto de sus propiedades físicas como de su composición química, ya que de ellas dependerá el tipo y cantidad de microorganismos que se establecerán en el suelo, el efecto directo sobre el patógeno y sobre la salud y el estado nutricional de las raíces y hojas de las plantas (Sayara y col., 2020). Además, el compost es capaz de cambiar las condiciones ambientales del suelo asociadas a sus propiedades físicas, químicas y biológicas, volviéndolo menos favorable a la proliferación de ciertos fitopatógenos (De Corato, 2020).

Por otra parte, es ampliamente conocido que el cambio climático repercute en los sistemas agrícolas incrementando la frecuencia e intensidad de la **sequía**, el estrés térmico y la **salinización** del suelo y que las consecuencias sobre la productividad agrícola pueden acarrear serios impactos económicos y ambientales (Zandalinas y col., 2018). Durante la fase de enfriamiento del proceso de compostaje tienen lugar reacciones de polimerización cuyo resultado es la formación de sustancias húmicas (Khalid y col., 2014). Por lo tanto, podríamos decir que, si el proceso de compostaje se da de forma adecuada, el compost maduro debería de tener concentraciones de sustancias húmicas relativamente altas. En este sentido, Choi et al. (2024) en un estudio de aplicación de sustancias húmicas en el cultivo de espinaca bajo condiciones de estrés por sequía y salinidad determinaron que las sustancias húmicas mejoraban la biomasa de la planta y el sistema radicular, aumentando la absorción de agua y la transpiración, contribuyendo así a aliviar el estrés térmico y por sequía. En el caso de estrés por salinidad, demostraron que la aplicación de sustancias húmicas mejoró la adaptación de la planta a estrés salino de baja intensidad, mientras que las plantas sometidas a alta concentración salina solo vieron reducido el crecimiento de sus raíces. Por lo tanto, los compost son materiales ricos en sustancias húmicas que no solo tienen efectos positivos sobre el desarrollo de las plantas (Chen y col., 2015), sino que también pueden contribuir a disminuir la intensidad de la sequía y el estrés por salinidad en plantas.

1.3.4. Ejemplos del uso de compost de biorresiduos en agricultura

Existen numerosos estudios que validan el uso de compost obtenidos a partir de biorresiduos que han sido utilizados como enmiendas orgánicas o como sustitutos de fertilización de cultivos en agricultura. Un resumen de estos trabajos se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. Resumen de diferentes estudios previos sobre la utilización de compost de biorresiduos en agricultura.

Tipo de compost	Ingredientes	Uso/Cultivo	Referencia
Urbano	Biorresiduos	Varios cultivos (<i>Secale cereale</i> L., <i>olanum tuberosum</i> L., <i>Triticum aestivum</i> L, etc.)	Erhart y col., (2005)
Urbano	Biorresiduos	<i>Lactuca sativa</i> var. <i>Capitata</i> L.	Fagnano y col., (2011)
Urbano	Biorresiduos	Diferentes cultivos hortícolas	Morra y col., (2013)
Urbano	Biorresiduos	Viñedo de tempranillo	Calleja-Cervantes y col., (2015)
Urbano	Biorresduos	Cultivos hortícolas	Ahamad Sanadi y col., (2021)
Urbano	Biorresiduos	<i>Lactuca sativa</i> L y <i>Hordeum vulgare</i>	Sláviková y col., (2022)
Urbano	Biorresiduos	Enmienda suelo	Chávez-Rico y col., (2022)
Urbano	Biorresiduos	Caracterización para uso en agricultura ecológica	Gottschall y col., (2023)
Urbano	Biorresiduos	Test de germinación	Bassouka-Miatoukantama y col., (2025)

Erhart y col. (2005) realizaron un ensayo en campo de aplicación prolongada de compost procedentes de fracción orgánica de recogida selectiva en suelo fértil y bajo condiciones climáticas relativamente secas. Estos autores observaron que, durante los primeros años de alicación, el rendimiento del cultivo de cereal fue bajo, pero que aumentó con la duración del experimento. Además, la calidad del cultivo y la disponibilidad de nitrógeno no se vió afectada o incluso, en algunos casos, fue mejorada por el uso del compost, demostrando que el compost actuó como una fuente de nutrientes de liberación lenta.

En otro estudio, Fagnano y col. (2011) utilizaron compost de biorresiduos como sustitutos de fertilizantes en el cultivo de lechuga y estudiaron los resultados agronómicos (calidad del suelo y producción de lechuga) y ambientales (aumento de de MO en el suelo y riesgo de contaminación por metales pesados y nitratos). Estos autores encontraron concentraciones de metales por debajo de los límites europeos a dosis de

aplicación bajas, pero, cuando se aplicaba la dosis más alta, las concentraciones de P y Zn aumentaban, determinando la importancia de equilibrar las dosis para maximizar los efectos positivos.

Morra y col. (2013) estudiaron el rendimiento y la respuesta sobre el mismo al aumento de las dosis de aplicación de compost de biorresiduos y de orujo de aceituna en diferentes cultivos hortícolas (coliflor, patata, cebolla, lechuga, etc.). Los resultados mostraron que una mayor tasa de aplicación de compost de orujo incrementaba reducía la disponibilidad de N para los cultivos. En cambio, tras la aplicación de compost de biorresiduos, aunque la liberación de N fue lenta, se observó una mayor tasa de liberación.

En un ensayo de campo en un viñedo durante 13 años, Calleja-Cervantes y col. (2015) estudiaron el efecto de la aplicación de compost de 3 diferentes residuos orgánicos, entre los que se encontraba un compost de biorresiduos, sobre la calidad del suelo, las emisiones de GEIs y la dinámica de las comunidades microbianas. Estos autores encontraron un aumento en la calidad del suelo con cada año de aplicación, así como el contenido en nutrientes, la actividad enzimática y metabólica global sobre todo durante los primeros 15 días tras cada aplicación y la materia orgánica.

Ahamad Sanadi y col. (2021) realizaron una caracterización física y de los nutrientes presentes en el lixiviado obtenido tras el proceso de compostaje de varios biorresiduos, con la finalidad de poder utilizarlo en un futuro como fertirriego en cultivos hortícolas. Los resultados que encontraron mostraron la dificultad de establecer una tasa de dilución que permitiera mantener el nivel de nutrientes dentro del rango seguro para los cultivos.

Chavez-Rico y col. (2022) compararon diferentes tratamientos del mismo residuo orgánico (compostaje, digestión anaeróbica o fermentación láctica) para producir enmiendas orgánicas y evaluaron la capacidad de conservación de C, N y P. Estos autores observaron que el tratamiento de residuos orgánicos mediante compostaje permite conservar el 25% del C y el 38% de N iniciales del residuo orgánico tratado.

En un estudio de fitotoxicidad y crecimiento de lechuga y cebada, Sláviková y col. (2022) probaron diferentes concentraciones de compost elaborados a partir de biorresiduos producidos a escala industrial y en compostador eléctrico. Encontraron una mejoría en el crecimiento de lechuga tras aplicar compost procedente de escala industrial a una concentración del 25 y 50%, mientras que en la cebada observaron un efecto inhibitorio del crecimiento. Los compost elaborados en el compostador eléctrico no mostraron mejoras en ninguno de los casos, lo que asociaron probablemente a valores de pH ácido y alta CE de ese tipo de compost.

Gottschall y col. (2023) realizaron una caracterización de aproximadamente 21.000 compost de biorresiduos para su futuro uso en agricultura ecológica tomando como criterios los establecidos por la normativa europea y por dos asociaciones alemanas de agricultura ecológica. Los resultados demostraron que el 70% aproximadamente de los

compost analizados cumplían con la normativa mencionada y que alrededor del 20% sobrepasaban la limitación en cuanto a metales pesados y el 10 % restante contenían materias extrañas.

Por otra parte, Bassouka-Miatoukantama y col. (2025) realizaron una evaluación de la producción de compost a partir de biorresiduos, para definir la idoneidad del compost para su posterior uso en cultivos mediante una prueba de germinación. Estos investigadores encontraron que las tasas de germinación superaron el 80%, indicando la madurez del compost y asegurando una aplicación agrícola segura.

2. OBJETIVOS

2. Objetivos

El **objetivo principal** de esta investigación se centró en **estudiar los nuevos escenarios de compostaje (comunitario y urbano descentralizado) para la gestión de los residuos orgánicos municipales, que permita garantizar el uso agronómico de estos compost, sin ningún tipo de riesgo asociado a nivel sanitario o medioambiental, en el marco de la economía circular**. Adicionalmente, los potenciales beneficios a nivel agronómico y medioambiental asociados al uso de estos materiales se han cuantificado y validado a nivel de la recuperación y disponibilidad de nutrientes y la mitigación del cambio climático, evitando la transferencia de elementos potencialmente tóxicos al suelo y a la cadena alimentaria.

Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

Objetivo 1. Evaluación de las materias primas (fracción orgánica de recogida selectiva de residuos municipales y restos de poda urbana) utilizadas en los nuevos escenarios de compostaje: caracterización e identificación de los potenciales riesgos asociados de tipo sanitario y medioambiental (patógenos y elementos potencialmente tóxicos).

Objetivo 2. Identificación de las principales características de los nuevos modelos de compostaje descentralizado y evaluación de las condiciones específicas de los procesos en cada escenario y de la influencia de la escala en el desarrollo del proceso.

Objetivo 3. Evaluación de la calidad de los compost finales obtenidos según su tipología a nivel agronómico, de madurez, estabilidad, propiedades de valor añadido e identificación de los posibles riesgos sanitarios y medioambientales.

Objetivo 4. Validación de los composts procedentes de los modelos descentralizados en el sistema suelo: dinámica de nitrógeno y evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Objetivo 5. Estudio de los efectos beneficiosos del uso de los compost de los modelos descentralizados como fertilizante orgánico en el sistema suelo-planta a nivel agronómico y de calidad y rendimiento en un cultivo hortícola.

Objetivo 6. Estudio de los efectos de los compost de los modelos descentralizados en la ecofisiología de la planta y la emisión de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVBs) en una especie autóctona de la región Mediterránea (romero) bajo estrés abiótico (sequía y salinidad).

3. RESUMEN DE MATERIALES Y MÉTODOS

3. Resumen de materiales y métodos

Esta Tesis se ha presentado como un compendio de cinco publicaciones en revistas científicas y tres comunicaciones a congresos nacionales e internacionales, en la cuales se ha estudiado el proceso de compostaje a partir de biorresiduos recogidos separadamente mediante dos escalas de compostaje descentralizado, como son el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado. En ella, se ha realizado un estudio completo comenzando por la caracterización de los materiales iniciales utilizados como ingredientes en los diferentes procesos de compostaje, así como la evaluación del desarrollo de cada uno de ellos. También se ha realizado la evaluación de la calidad de los compost procedentes de los modelos de compostaje descentralizado en cuanto los efectos beneficiosos de su uso en el sistema suelo-planta y su capacidad de mitigación del cambio climático. Por último, también se ha llevado a cabo un estudio sobre los efectos de los compost obtenidos para incrementar la resistencia de las plantas a diferentes estreses abióticos (sequía y salinidad). A continuación, se detallan los bloques experimentales diseñados para este estudio:

Evaluación de las materias primas gestionadas en los nuevos escenarios de compostaje. Se efectuó la caracterización agronómica y de parámetros asociados a potenciales riesgos para la salud humana y a nivel medioambiental de los principales residuos orgánicos y materiales estructurantes utilizados en los nuevos modelos de compostaje: compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado. Estos residuos estaban compuestos mayoritariamente por la fracción orgánica de los residuos municipales recogida separadamente mediante sistema puerta a puerta y/o quinto contenedor, y residuos de parques y jardines generados en la mayoría de los casos por los servicios de mantenimiento de los ayuntamientos de cada municipio.

Evaluación del desarrollo de los procesos de compostaje a escala descentralizada y evaluación de la calidad, propiedades de valor añadido e identificación de posibles riesgos medioambientales derivados del uso de los compost. Se realizó el seguimiento de diferentes procesos de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado, determinando las condiciones bajo las que se desarrollaba cada proceso y la influencia de la escala. También se realizó una caracterización a nivel agronómico, de madurez y de estabilidad de las muestras obtenidas durante las diferentes etapas del proceso de compostaje: fase inicial, fase termófila, final de la fase bio-oxidativa y maduración, determinando los posibles indicadores de riesgos biológicos y químicos para la salud humana y el medioambiente.

Implicaciones del uso de los compost procedentes de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado en los sistemas agrícolas. Para estudiar los efectos beneficiosos de los compost en el suelo se desarrolló un ensayo de mesocosmos, donde se evaluó la incorporación de compost en la mejora del secuestro de C y la dinámica del N en el suelo en condiciones controladas, con la finalidad de ajustar los resultados obtenidos a ecuaciones utilizando modelos

cinéticos de primer orden. Además, se estimaron las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por la incorporación del compost al suelo, con la finalidad de determinar su capacidad de mitigación del cambio climático en términos de emisiones puntuales y acumuladas. Por último, los compost seleccionados de cada modelo se utilizaron como enmiendas orgánicas en un experimento estandarizado suelo-planta para analizar las capacidades de fertilización de fondo y la retención de humedad del suelo utilizando un cultivo hortícola.

Validación de los compost obtenidos para incrementar la resistencia de las plantas al estrés abiótico (sequía y salinidad). Se estudiaron los efectos de los compost sobre la ecofisiología vegetal y las emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos (COVBs), en una especie autóctona de las regiones mediterráneas (romero), bajo condiciones de estrés abiótico inducido por sequía y salinidad durante un mes.

Los materiales y métodos utilizados para desarrollar cada uno de los bloques experimentales mencionados se muestran de forma resumida a continuación:

El bloque experimental **Evaluación de las materias primas gestionadas en los nuevos escenarios de compostaje** fue presentado en las VII Jornadas de la Red Española de Compostaje de 2022 con el título *“Caracterización de materiales iniciales en nuevos modelos de compostaje: agrocompostaje, compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado”*. En este trabajo se analizaron un total de 74 muestras: 3 agrícolas, 24 agroindustriales, 5 forestales, 15 ganaderos y 27 urbanos, de un total de 20 gestores: 10 zonas de agrocompostaje, 7 islas de compostaje comunitario y 3 plantas de compostaje descentralizado. Los residuos urbanos estaban formados principalmente por la fracción orgánica de los residuos municipales recogida separadamente (FORS) y restos de podas (RP) de parques y jardines de diferentes municipios. La FORS procedía de los dos sistemas de recogida diferentes que ya han sido definidos en esta memoria (ver apartado 1.2.6.), mientras que los restos de podas eran generados por los servicios de mantenimiento de parque y jardines de cada ayuntamiento. Ambos tipos de residuos urbanos eran gestionados por diez gestores diferentes: siete islas de compostaje comunitario situadas en la Comunidad Valenciana y tres plantas de compostaje urbano descentralizado a pequeña escala situadas en la Comunidad Foral de Navarra y en Cataluña. Las muestras se tomaron por separado directamente del acopio de cada isla/planta, tomando 7 submuestras diferentes a diferentes alturas y profundidades de la pila, con el fin de obtener una muestra final representativa y homogénea y siguiendo la metodología descrita por Bustamante y col. (2008). Cada muestra fue dividida en tres partes iguales: una de las partes fue secada a 105 °C hasta peso constante para posteriormente ser molida a un tamaño inferior a 0,5 mm y guardada para su posterior análisis, una segunda parte fue directamente refrigerada para realizar análisis microbiológicos y la última parte se mantuvo congelada para futuros análisis.

Cada una de las muestras fue caracterizada físico-química, química y biológicamente según los **métodos analíticos** que se describen a continuación. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinó en extracto acuoso 1:10, peso:volumen (p:v) utilizando un

medidor de pH/ conductividad (DIN EN 12176:1998). La materia orgánica (MO) se determinó mediante la pérdida de masa de la muestra tras ignición a 430 °C durante 24 horas (CEN EN 13039:1999). El nitrógeno total (NT) y el carbono orgánico total (COT) se determinó mediante combustión en seco a 950 °C utilizando un analizador elemental siguiendo las metodologías descritas por Bustamante y col. (2012). La relación CN se determinó dividiendo el contenido de carbono orgánico total (COT) entre el contenido de nitrógeno total (NT), de acuerdo con la metodología descrita por Soliva y López (2004). Las concentraciones de macro y micro nutrientes y elementos potencialmente tóxicos (metales pesados) se analizaron mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES), tras digestión HNO₃/HClO₄ y siguiendo las metodologías descritas por Bustamante y col. (2012). Todas las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado. Las condiciones higiénicas se evaluaron mediante la presencia de los microorganismos patógenos *Salmonella sp.*, *Listeria monocytogenes*, *Clostridium perfringens*, *Escherichia coli*, coliformes totales y enterococos intestinales, según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012).

El bloque experimental **Evaluación del desarrollo de los procesos de compostaje a escala descentralizada y evaluación de la calidad, propiedades de valor añadido e identificación de posibles riesgos medioambientales derivados del uso de los compost** ha sido dividido en tres trabajos, dos de ellos publicados en las revistas *Agronomy* y *Applied Sciences* y uno enviado a la revista *Journal of Cleaner Production*.

Para el **primer trabajo** publicado en la revista *Agronomy* con el título “*Municipal Solid Waste Management in a Decentralized Composting Scenario: Assessment of the Process Reproducibility and Quality of the Obtained Composts*”, se prepararon seis pilas de compostaje utilizando diferentes mezclas de FORS y RP de los municipios de Fontanars dels Alforins y Carrícola (Comunidad Valenciana), con poblaciones de 100 y 1000 habitantes, respectivamente. Únicamente en el caso de las pilas de compostaje de Carrícola los restos de poda contenían aproximadamente un 10% (v:v) de estiércol de burro. Los residuos eran recogidos y transportados a las zonas de compostaje comunitario habilitadas en cada municipio, denominadas islas de compostaje. Estas instalaciones cuentan con un suelo de hormigón, un sistema de recolección y almacenamiento de los lixiviados generados durante el proceso, un sistema de riego por manguera o aspersores y un sistema de alumbrado sostenible por generación de electricidad mediante placas fotovoltaicas ubicadas en las cubiertas de cada isla de compostaje. Para la preparación de las pilas, la FORS se mezclaba en una proporción de 1:1 (v:v) con RP y era depositada en composteras por capas, donde permanecía durante un mes. Pasado el mes, se retiraban las composteras y todo el material se mezclaba y homogeneizaba mediante volteo mecanizado formando una pila trapezoidal. Este proceso de acumulación de material en compostera y volteo mensual se realizaba durante 4 meses consecutivos, lo que permitía obtener una cantidad suficiente de material que garantizaba el correcto desarrollo del proceso de compostaje. La cantidad total de biorresiduos gestionados fueron de 10.496, 6.456 y 11.021 kg para las Pilas 1, 2 y 3 de Fontanars, frente a 2.663, 2.277 y 3.075 kg para las Pilas 4, 5 y 6 de Carrícola. Las dimensiones de cada una de pilas en metros (largo x ancho x alto) fueron de 12 x 2,8 x

1,2; 13 x 2,8 x 1,3 y 9,6 x 2,6 x 1,2 para las Pilas 1, 2 y 3 de Fontanars y de 7,5 x 2,5 x 1,4; 7 x 2,5 x 1,4 y 4,6 x 2,6 x 1,0 para las Pilas 4, 5 y 6 de Carrícola, respectivamente. La humedad de las pilas se controló y ajustó para que no descendiera por debajo del 40%, mediante riego por manguera/aspersor coincidiendo con cada volteo mensual. Además, se realizaban riegos superficiales adicionales si era necesario para mantener el valor óptimo de humedad. La temperatura de las pilas se monitoreó dos veces por semana mediante medición directa con termómetro en tres puntos de la pila y a dos profundidades distintas, con el fin de obtener un perfil térmico del interior de la pila. La fase bio-oxidativa se consideró finalizada cuando la diferencia entre la temperatura de la pila y la temperatura ambiente fue inferior a 10 °C durante al menos 10 días consecutivos tras un volteo. En este sentido, la duración de la fase bio-oxidativa fue de 126, 112 y 142 días para las Pilas 1, 2 y 3 de Fontanars, respectivamente, y de 128, 110 y 140 días para las Pilas 4, 5 y 6 de Carrícola, respectivamente. Posteriormente, los composts se dejaron madurar durante aproximadamente un mes.

Para el **segundo trabajo** publicado en *Applied Sciences* con el título “*Integrated biowaste management by composting at a university campus: process monitoring and quality assessment*” se estudiaron 4 sets de compostaje comunitario del proyecto CaMPuSTAJE desarrollado en el campus Arrosadia de la Universidad Pública de Navarra (UPNA) donde utilizan como ingredientes la FORS generada por el servicio de comedor y cafetería del campus junto con los restos de poda urbana (RPU) generados por el servicio de mantenimiento del propio campus. Las instalaciones constan de 6 módulos de compostaje comunitario, de 1m³ de capacidad cada uno, formando un sistema por lotes con dos líneas de gestión de los biorresiduos en paralelo (modulo 1, 2 y 3 para la primera línea y modulo 4, 5 y 6 para la segunda línea). Cada línea está constituida por un módulo de aporte de biorresiduo (módulos 1 y 6), un módulo de desarrollo de proceso o compostaje intermedio (módulos 2 y 5) y el módulo donde el compost se deja madurar (módulos 3 y 4). Cada día el material fresco se distribuía por capas, una de FORS sobre una de RPU, dentro del módulo de aporte. Cuando cada módulo de aporte se llenaba hasta el 80-90% de su capacidad (80-90 cm de altura), todo el material se transfería a los módulos 2 y 5 de compostaje intermedio, donde permanecía hasta que se volvían a llenar los módulos aporte y se transfería todo al material a los módulos 3 y 4 de maduración. En cada módulo, la superficie del material que se encontraba en contacto con el aire se recubría con una fina capa de material estructurante acompañado de un geotextil o red de yute mojada, para prevenir la proliferación de moscas e insecto. Los compost maduros se utilizaban en las propias instalaciones del campus por los servicios de jardinería. La homogenización de los materiales a compostar se realizaba con un aireador manual en espiral y la humedad se controlaba mediante la técnica del puño, (FCQAO, 1994). La temperatura se controlaba con termómetro directamente en 3 puntos diferentes sobre la superficie del material, con la finalidad de obtener el perfil térmico del material dentro de cada módulo. El personal universitario controlaba las cantidades de biorresiduos aportadas cada día mediante pesaje en fresco y anotaban cualquier otra operación/control realizado (riegos, transferencias, olores, moscas, etc.).

Las cantidades gestionadas de biorresiduo en cada set fueron 1.068, 1.030, 939 y 674 kg de material fresco y la proporción FORS:RPU (v:v) fue de 4:1, 3:1, 5:1 y 4:1 para los sets 1 a 4, respectivamente. Como en el trabajo anterior, la fase bio-oxidativa se consideró concluida cuando la diferencia de temperatura entre la temperatura del módulo y la del ambiente era inferior a 10 °C durante 10 días consecutivos, siendo su duración de 162, 137, 170 y 89 días para los sets 1 a 4, respectivamente. Después, los compost se dejaron madurar durante 67, 80, 64 y 76 días para los sets 1 a 4, respectivamente.

Para el **tercer trabajo** enviado a la revista *Journal of Cleaner Production* con el título “*Assessment of biowaste management in decentralized composting plants: compost optimization and quality control indices*” se estudiaron 3 ciclos de compostaje urbano descentralizado realizados a escala industrial en 3 plantas de compostaje descentralizado de pequeña escala localizadas en dos poblaciones de Cataluña (Plantas A y C) y en una población de la Comunidad Foral de Navarra (planta B) para realizar un seguimiento del proceso e identificar los factores determinantes que permitan categorizar el desarrollo del proceso de compostaje mediante indicadores fiables. Las Plantas A y C utilizaban la FORS recogida mediante el sistema puerta a puerta o quinto contenedor de cada municipio, mientras que en la Planta B la FORS procedía de grandes generadores (restaurantes, residencias de ancianos, etc.). En todas las plantas la frecuencia de recogida de FORS era entre 2-3 días por semana. Los restos de poda (YT, en este caso) utilizados como material estructurante provenían de los servicios de mantenimiento de las zonas verdes públicas de cada municipio. Únicamente en la Planta C, para reducir la necesidad de YT, se utilizaba en las mezclas material recirculado (RYT) obtenido tras el tamizado (> 10mm) del compost producido. La capacidad anual de gestión de las plantas es de 750, 1.000 y 2.000 t para las plantas A, B y C, respectivamente. El proceso de compostaje fue desarrollado íntegramente bajo cubierta en la planta C, mientras que en la planta A solo se daba durante el proceso, realizándose el almacenaje del compost maduro al aire libre. En cambio, en la planta B todo el proceso se da a cielo abierto. Los materiales se mezclaron en proporción 1:1 (v:v) en las Plantas A y B y en proporción 1:1:1 (v:v:v) en la Planta C y se compostaron mediante dos sistemas: pila estática en la planta A, pila volteada en la planta C y una mezcla pila estática-volteada en la planta B (en función del momento del proceso). Las dimensiones medias en metros de las pilas estudiadas, en cuanto a largo, ancho y alto, fueron de 8 x 2,5 x 2,5; 44 x 2,5 x 0,7 y 25 x 2.5 x 1.3 para las Plantas A, B y C, respectivamente. La humedad se controlaba dos veces por semana para mantener por encima del 40% y se realizaban riegos por aspersión en la Planta A y con manguera en las Plantas B y C. La aireación en el caso de la Planta A era forzada mediante soplantes que inyectaban aire a la masa a compostar desde la parte inferior, mientras que en las Plantas B y C se aireaba cada vez que se realizaba un volteo mecánico. En este sentido, los volteos se realizaban en todos los casos mediante volteadora mecánica y la frecuencia de volteo fue de una vez por semana durante el primer mes en todas las plantas. Después, en la Planta A se volteaba una vez al mes para cambiarla de posición, en la planta B se volteaba a los 60, 120 y 180 días mientras en la Planta C se continuaba volteando semanalmente hasta concluir el proceso. El control de la temperatura se

registraba dos veces por semana en cada planta mediante medida directa en varios puntos a lo largo de las pilas. La fase de descomposición de las plantas A y C tuvo una duración media de 60 días, mientras que en la planta B se extendía hasta los 120 días. La fase de descomposición se daba por terminada cuando la pila de compostaje hubiera mantenía temperaturas por encima de los 50 °C durante al menos 3 días consecutivos, no se observaba incremento de la temperatura tras el volteo y se alcanzaban temperaturas cercanas a la temperatura ambiente. Después, los compost se dejaban madurar durante un mínimo de 60 días en cada planta.

En todos los trabajos descritos en este bloque experimental (Islas, CaMPuSTAJE y Plantas) se realizaron cuatro muestreos en distintas fases del proceso de compostaje: fase inicial (S1/M1), fase termofílica (S2/M2), final de la fase bio-oxidativa (S3/M3) y fase de maduración del compost (S4/M4). De la misma manera que en el experimento anterior sobre los materiales iniciales, las muestras del material en cada fase fueron tomadas siguiendo la metodología descrita por Bustamante y col. (2008).

Los **métodos analíticos** empleados en la caracterización físico-química y química de las muestras recogidas en todos los trabajos (Islas, CaMPuSTAJE y Plantas) se basó en determinación de pH, CE, MO, COT y NT utilizando los métodos descritos en el experimento anterior y, adicionalmente, se determinó la densidad aparente (BD) según la metodología descrita por Huerta-Pujol y col. (2010). En los composts finales, las fracciones de carbono orgánico extraíble (Cex) con NaOH 0,1 M, carbono soluble en agua (Cw) y carbono en forma de ácido fúlvico (Cfa), este último obtenido tras la precipitación del carbono en forma de ácido húmico (Cha) del extracto de NaOH a pH 2,0, se determinaron mediante un analizador automático de carbono, siguiendo los protocolos marcados por Bustamante y col. (2008). Se calculó el Cha restando el Cfa del Cex. También se determinó la capacidad de intercambio catiónico (CIC) mediante el procedimiento con BaCl₂-trietanolamina según el método descrito por Lax y col. (1986). Además, las concentraciones de macro y micro nutrientes y elementos potencialmente tóxicos se analizaron mediante ICP-OES siguiendo la metodología descritas por Bustamante y col. (2012) en el primer bloque experimental. El índice de germinación (IG) se calculó comparando mediciones de germinación y elongación de raíces de semillas de *Lepidium sativum* L. en extracto acuoso 1:5 (p:v) de cada compost con el control donde solo se aplicaba agua destilada y tras incubar las semillas a 28 °C durante 48h en condiciones de oscuridad (Zucconi y col., 1981b). La evaluación de la estabilidad de los compost maduros se realizó mediante el ensayo de auto-calentamiento (prueba Dewar) según la metodología descrita por Brinton y col. (1995). En el trabajo publicado sobre CaMPuSTAJE y Plantas se determinaron índices de humificación para cada set utilizando las fórmulas empleadas por Bustamante y col. (2012) para definir la relación de humificación (HR), el índice de humificación (HI), el porcentaje de ácidos húmicos (Pha) y la relación de polimerización (PI). Las determinaciones analíticas en todos los trabajos se realizaron por triplicado. Las pérdidas de MO se determinaron para los trabajos de Islas y CaMPuSTAJE utilizando las concentraciones de cenizas al inicio y al final del proceso, se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden utilizando el algoritmo de Marquardt–Levenberg, con el software Sigmaplot 10.0, como había

descrito previamente por Bustamante y col. (2008). Por otro lado, se calculó el índice exotérmico cuadrático (índice EXI^2) basado en los perfiles térmicos obtenidos de las pilas estudiadas en los trabajos para los trabajos de Islas y CaMPuSTAJE y definido como la suma cuadrática de la diferencia diaria entre la temperatura dentro de la pila y la temperatura ambiente durante la fase bio-oxidativa del compostaje, siguiendo la metodología descrita por Vico y col. (2018). En cuanto a la caracterización biológica tanto de los compost finales, como de los materiales iniciales, en todos los trabajos se determinaron diferentes grupos de microorganismos patógenos (*Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, coliformes totales y fecales (*Escherichia coli*), *Streptococcus* fecal y *Clostridium perfringens*) según los métodos descritos por Bustamante y col. (2012).

Para el **análisis estadístico** de los datos obtenidos en todos los trabajos de este bloque experimental se utilizaron las pruebas de Shapiro–Wilk y Levene para evaluar la normalidad y homogeneidad de las varianzas, respectivamente. Posteriormente, se realizó un ANOVA unidireccional en todos los trabajos, seguido de una prueba de diferencia mínima significativa (LSD) con un nivel de significancia de $p < 0.05$ en el trabajo Islas y CaMPuSTAJE y un análisis post-hoc con la prueba de Tukey en CaMPuSTAJE y Plantas también con un nivel de significancia de $p < 0.05$. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software SPSS 28.0 e Infostat 2020.

El bloque experimental **Implicaciones del uso de los compost procedentes de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado en los sistemas agrícolas** ha sido dividido en 3 trabajos presentados en las 8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje y en el V Congreso Universitario Internacional en Innovación y Sostenibilidad Agroalimentaria (CUIA), así como publicado en la revista *Agronomy*.

Para el **primer trabajo** presentado en las 8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje con el título “*Uso de compost procedentes de compostaje comunitario y urbano descentralizado como enmienda de suelo: dinámica del nitrógeno*” se realizó un ensayo de incubación en mesocosmos de mezclas suelo-compost con una duración total de 120 días en cámara de incubación bajo condiciones aerobias y controladas de humedad y temperatura (60 %, 25 ± 1 °C, respectivamente). Los tratamientos utilizados fueron 4 compost: 2 de compostaje comunitario (CC1 y CC2) y 2 de compostaje urbano descentralizado (CD1 y CD2). En recipientes de polietileno de 500 mL de capacidad se pesaron 200 g de suelo franco-arenoso de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela, previamente secado al aire y tamizado a 2 mm y se mezcló superficialmente con 4,5 g de compost, que equivale a una dosis de 50 t ha^{-1} en peso seco. Además, se estableció un tratamiento control basado en la incubación del suelo sin enmienda. El contenido de humedad de las mezclas suelo-compost se mantuvo al 50% de la CRH del suelo durante todo el experimento. Para alcanzar esa humedad, se añadieron inicialmente 28 mL de agua destilada a cada bote y las pérdidas se controlaron mediante pesaje individual del conjunto recipiente-suelo-compost dos veces por semana incorporando la pérdida de agua mediante simulación de riego superficial. Se establecieron muestreos destructivos de suelo los días 0, 2, 8, 10, 15, 37, 63 y 120 de incubación para determinar la evolución de las diferentes formas de nitrógeno presentes en el suelo.

El **segundo trabajo** presentado en el V Congreso Universitario Internacional en Innovación y Sostenibilidad Agroalimentaria (CUIISA) bajo el título “*Suelos enmendados con compost obtenidos mediante compostaje descentralizado: evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero*” se estudió la evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) sobre el mismo diseño experimental en mesocosmos del primer trabajo de este bloque experimental. Se realizaron mediciones de GEIs en 20 ocasiones sobre los mismos recipientes de polietileno a los 0, 2, 8, 10, 15, 22, 29, 37, 43, 51, 57, 67, 73, 78, 86, 92, 99, 106, 115 y 120 días de incubación utilizando el analizador Gasera One Multi-gas analyzer (Turku, Finland), que permite realizar el estudio de la emisión de GEIs, principalmente CO₂, N₂O y CH₄, en continuo y siguiendo el procedimiento modificado descrito por Egene y col. (2022). El muestreo de GEIs del tiempo inicial se realizó 2,5 h después de añadir la enmienda orgánica y el riego correspondiente para mantener una CRH al 50%. El analizador se mantuvo conectado a una campana hermética realizada exclusivamente para este trabajo, donde se introducía un bote de cada tratamiento y tras realizar una purga de gases de 800 mL min⁻¹, pasa por el analizador y vuelve al sistema-campana en un circuito cerrado. El cambio de concentración de gas dentro de la campana se midió a los 3, 6, 9 y 12 min y los valores de cada gas se registraron en ppm. Los flujos de GEIs se calcularon en base a los cambios de concentración en el tiempo considerando el volumen de espacio vacío dentro de la campana y el área de emisión como la superficie del suelo. La concentración de gas medida en ppm se convirtió a flujo de emisiones utilizando la ecuación descrita por Egene y col. (2022). Los resultados se mostraron como emisiones puntuales y acumuladas de CO₂, N₂O y CH₄ durante el experimento.

Para el **tercer trabajo** publicado en la revista *Agronomy* con el título “*Agronomic use of urban composts from decentralized composting scenarios: implications for a horticultural crop and soil properties*” se realizó un experimento estandarizado de aplicación de compost procedentes de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado en dos ciclos consecutivos de cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.). Se establecieron 7 tratamientos: suelo control no enmendado (B), estiércol de cabraconejo (50:50, v:v) procedente de la granja experimental de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela (E), 2 compost del modelo de compostaje comunitario (CM1 y CM2), 2 compost de plantas de compostaje urbano descentralizado (CM3 y CM4) y fertilización inorgánica NPK 15-15-15 (IN). Todas las enmiendas orgánicas fueron secadas en estufa a 60 °C y tamizadas a un tamaño de partícula inferior a 5 mm. Los tratamientos se establecieron en función de las necesidades del cultivo en cuanto al N mediante una dosis normalizada y única de 210 kg N ha⁻¹ para las diferentes enmiendas orgánicas y 150 kg N ha⁻¹ para el fertilizante inorgánico, considerando una tasa de mineralización del compost del 18%. Se rellenaron macetas de polietileno de 1 L de capacidad con 1 kg del mismo suelo utilizado en los dos trabajos anteriores (ensayo de incubación y ensayo de emisión de GEIs) que previamente había sido secado al aire y tamizado a 2 mm. Posteriormente, se incorporaron y mezclaron superficialmente los tratamientos estableciendo 6 repeticiones para cada uno, se regaron con agua desionizada hasta alcanza el 50% de la CRH y se mantuvieron esas condiciones hídricas

y sin lixiviación durante todo el experimento. Los tratamientos se establecieron una semana antes de realizar la siembra de la lechuga de la variedad Little Gem Incitatos. Las macetas se colocaron de manera aleatoria en una cámara de ambiente controlado con una temperatura media de 21 °C, humedad relativa del 60% y un fotoperiodo de 12h de luz y 12h de oscuridad utilizando lámparas artificiales. El primer ciclo de cultivo finalizó cuando la lechuga alcanzó el tamaño comercial y tuvo una duración de 30 días. Después, se cosecharon las plantas, se recogieron muestras de suelo y se plantó el segundo ciclo de cultivo que también tuvo una duración de 30 días tras la plantación. Por lo tanto, las muestras destructivas de suelo fueron recogidas en 3 momentos: al inicio del experimento (T1), a los 30 días tras el primer ciclo de cultivo y coincidiendo con el comienzo del segundo ciclo de cultivo (T2) y al finalizar el segundo ciclo de cultivo (T3). En todos los muestreos el suelo se dividió en dos submuestras: la primera submuestra se refrigeró directamente a 4 °C para realizar determinaciones biológicas, mientras la segunda submuestra se dejó secar al aire para realizar el resto de las determinaciones analíticas. Los muestreos de lechuga se realizaron al final de cada ciclo de cultivo, en T2 y T3, para ello se cortó toda la biomasa aérea y se pesó inmediatamente para calcular su rendimiento. Después, se lavaron las lechugas con agua destilada y se establecieron dos submuestras: la primera se congeló inmediatamente a -80 °C para futuras determinaciones, mientras la segunda submuestra se secó en estufa a 45 °C durante 72h para determinar su peso seco. A continuación, todas las muestras fueron molidas en molino de bolas para su posterior análisis.

En cuanto a los **métodos analíticos** de este bloque experimental, todas las enmiendas orgánicas fueron previamente caracterizadas físico-química, química y biológicamente según los métodos descritos en los dos primeros bloques experimentales de esta tesis. En todas las muestras de suelo se determinó: el pH y la CE en extracto acuoso (1:5 y 1:2.5, v:v, respectivamente), el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) de acuerdo con la metodología descrita por Bremmer y Britebeck (1983) y las concentraciones de N - NO_3^- y N - NH_4^+ se determinaron en un extracto de cada mezcla suelo-compost 1:5 (p:v) con KCl 0,2 M utilizando el método de destilación al vapor de la aleación MgO-Devarda (Bremmer y Keeney, 1965) en un analizador multiparamétrico K-365 Dist Line (BÜCHI Labortechnik AG). Singularmente en el primer trabajo donde la incubación se centraba en el estudio de las diferentes formas de N en el suelo, el nitrógeno inorgánico (N - inorg) se calculó como la suma del nitrógeno en forma de nitrato (N - NO_3^-) y amonio (N - NH_4^+) en cada muestreo, mientras que el nitrógeno orgánico (N - org) se calculó como la diferencia entre el NTK y el N - NH_4^+ . Además, siguiendo la metodología descrita por Bustamante y col. (2007) el nitrógeno orgánico microbiano más el residual se calculó como la diferencia entre el N - org en los suelos control y el N - org en los suelos enmendados. En los suelos del tercer trabajo de este bloque experimental se evaluó el carbono orgánico oxidable (Cox) siguiendo la metodología de Bustamante y col. (2007) y la textura, respiración y P disponible, según el método descrito por Bustamante y col. (2010) y Vico y col. (2020). En las muestras de lechuga se determinó el contenido en NT y COT, a partir de la metodología de Bustamante y col. (2012) descrita en el primer bloque experimental. El contenido en macro y micronutrientes, así como en metales

pesados se determinó tras digestión con una mezcla de peróxido de hidrógeno y ácido nítrico (H_2O_2 - HNO_3 1:4, v:v) mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Se calculó la eficiencia en el uso del N (índice NUE) según la metodología descrita por Vico y col. (2020). Todas las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado. Se controlaron parámetros de desarrollo sobre las plantas de lechuga, como la cobertura foliar (CANOPY) y la intensidad de la clorofila (SPAD), a los 15, 28, 44 y 61 días de experimento. Para ello, se tomaron 6 valores de CANOPY en cada planta con la aplicación CANOPY © (Patrignani & Ochsner, 2015) y 12 valores de SPAD en cada planta con un medidor de clorofila (SPAD-502), de acuerdo con la metodología descrita por Wang y col. (2024b).

El **análisis estadístico** de los datos obtenidos en este bloque consistió en realizar la prueba Shapiro-Wilk que evalúa la normalidad de los resultados y realiza el análisis ANOVA unidireccional y la prueba post-hoc de Tukey a $p < 0,05$, para determinar la significación de las diferencias observadas entre los valores medios. El análisis estadístico se realizó con el programa Infostat 2020.

El bloque experimental **Validación de los compost obtenidos para incrementar la resistencia de las plantas al estrés abiótico (sequía y salinidad)** fue enviado a la revista *Journal of Environmental Management* con el título “*Impact of composts from decentralized composting models on R. officinalis physiology and nutrient contents under abiotic stress*”.

Se realizaron dos experimentos de manera simultánea, ambos centrados en la aplicación de enmiendas orgánicas en suelo degradado bajo dos factores estresantes: condiciones de sequía y condiciones de salinidad. Las enmiendas orgánicas utilizadas fueron: 2 compost del modelo de compostaje comunitario (CA y FO), 2 compost del modelo de compostaje urbano descentralizado (SO y JO), 2 compost del modelo agrocompostaje a escala media (TO y QU) y 2 compost del modelo agrocompostaje a escala pequeña (UP y TI). Todos los compost fueron previamente secados en estufa a 60 °C y tamizados a un tamaño de partícula inferior a 5 mm. Se utilizó un suelo franco-arcilloso recogido de la capa superficial (<20 cm de profundidad) de una antigua zona agrícola abandonada de los alrededores de Monterotondo (Roma, Italia), previamente secado al aire y tamizado a 2 mm. En ambos experimentos (sequía y salinidad) se rellenaron macetas de polietileno de 1L de capacidad con 700 g de suelo y se realizaron 5 tratamientos por cada experimento: un tratamiento control sin enmienda (C) y un compost de cada uno de los modelos. En el experimento de sequía los tratamientos fueron C, CA, SO, UP y TO, mientras en el experimento de salinidad se usó C, FO, JO, TI y QU. La dosis aplicada de compost fue equivalente a 210 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y se establecieron 6 repeticiones para cada tratamiento, obteniendo en total 30 macetas por cada experimento. Las macetas se distribuyeron de manera aleatoria en el invernadero situado en las instalaciones del Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET-CNR). Tras una semana de aplicación de los tratamientos, se plantó una plántula de *Rosmarinus officinalis* de 100 días de crecimiento. Las macetas se mantuvieron al 75% de su CRH y bajo las mismas condiciones de temperatura y luz natural durante 5 semanas tras la plantación y previo

al comienzo de los estreses. En el experimento de estrés por sequía las macetas control (DC) continuaron al 75% de la CRH del suelo mientras que las macetas sometidas a sequía (DS) se mantuvieron al 20%. Se realizó un control diario de dichas condiciones mediante el pesaje de las macetas. En el experimento de estrés por salinidad, las macetas control (SC) se regaron con 50 mL de agua destilada con una frecuencia de 3 riesgos semanales, mientras las macetas sometidas a estrés por salinidad se regaron con una solución salina de NaCl a 150 mM. Para evitar choque de estrés salino, la concentración en el agua de riego se aumentó paulatinamente durante la semana previa al comienzo del estrés realizando riesgos de 50 mL aumentando la concentración de NaCl (50, 100 y 150 mM). Cada estrés tuvo una duración de 4 semanas durante las cuales se realizaron medidas de intercambio gaseoso, emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos y reflectancia en intervalos de 15 días. Una vez finalizado el experimento, las plantas de romero fueron meticulosamente extraídas de las macetas y enjuagadas con agua destilada. Posteriormente, se determinó su peso fresco y se separaron las diferentes partes de la planta (raíces, tallos y hojas) en dos submuestras: la primera fue congelada a -80 °C para futuras determinaciones y la segunda fue secada en estufa a 60 °C durante 72h para obtener su peso seco y triturada para su caracterización química.

Con relación a los **métodos analíticos** de este bloque experimental, todas las enmiendas orgánicas fueron previamente caracterizadas físico-química, química y biológicamente según los métodos descritos con anterioridad en los dos primeros bloques experimentales de esta tesis. Se realizó una caracterización inicial del suelo determinando los parámetros físico-químicos y químicos descritos en el ensayo de aplicación agronómica de compost sobre el cultivo de lechuga del bloque experimental anterior. En las hojas de romero se analizó su contenido nutricional incluidos micro, macronutrientes y metales pesados, así como el contenido en COT y NT siguiendo los protocolos descritos en el bloque experimental anterior para el análisis de las plantas de lechuga. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado. Se determinó el contenido relativo de agua (RWC, por sus siglas en inglés) como la diferencia entre el peso de las hojas frescas y el peso de las hojas secas en estufa a 50 °C durante 48 h entre la diferencia del peso de las hojas tras ser sumergidas en agua destilada durante 24 h y las hojas secas expresado en porcentaje.

Las medidas de intercambio gaseoso y reflectancia se realizaron en 3 ocasiones durante el experimento a los 0, 15 y 30 días, estableciendo el día 0 como el inicio del tratamiento (sequía o salinidad). Las tasas fotosintéticas netas (A), la conductancia estomática (gs) y la transpiración (E) se midieron utilizando el LI-6800 IRGA con una cámara de hoja grande 6800-13 y una fuente de luz 6800-03. El registro de datos se realizó una vez estabilizado el intercambio de gases y se midieron en todas las ramas principales de la planta entre las 10 y las 16 h (hora solar). Como no era posible desprender las hojas de las plantas durante el experimento y el intercambio gaseoso depende de la superficie foliar, se desarrolló un modelo matemático basado en una ecuación de segundo grado ($R^2=0,7056$) para correlacionar la longitud con la superficie de las hojas.

Se tomaron muestras de compuestos orgánicos volátiles (COVs) utilizando un analizador de gases LI-6400XT equipado con una cámara para coníferas 6400-05. Las condiciones

de la cámara se estandarizaron para garantizar comparaciones precisas entre tratamientos. Una vez realizado el muestreo, los tubos se desorbían utilizando un desorbedor térmico TD-100XR y los compuestos liberados se detectaban mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS). Los datos cromatográficos se analizaron con Agilent MassHunter Workstation Qualitative Analysis 10.0.

Las medidas de reflectancia se realizaron con un espectro radiómetro ASD FieldSpec 4 Hi-Res que opera en el rango espectral de 350-2500 nm, con una resolución espectral media de 3 nm y un intervalo de muestreo de 1,4 nm en el rango visible, y una resolución espectral de 8 nm con un intervalo de muestreo de 1,1 nm en el rango SWIR. Cada medición consistió en la media de 20 barridos del instrumento. Los espectros de reflectancia se preprocesaron con el software ViewSpecPro (ASD). Las mediciones se realizaron por encima del dosel de cada planta a una distancia de 5 cm. Los índices de reflectancia como NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI y MCARI1 se calcularon siguiendo el enfoque descrito por Nestola y col. (2018).

El **análisis estadístico** de este bloque experimental se compuso de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk de todos los datos. A continuación, se realizó una ANOVA de una vía sobre los resultados de parámetros de compost, contenido nutricional y biomasa seca de las plantas de romero y emisión total de monoterpenos, seguido de un análisis post-hoc Tukey con un valor $p < 0,05$ para determinar la significación de las diferencias observadas con el programa Infostat 2020. Además, se realizó una prueba ANOVA de dos vías para estudiar los efectos combinados de la enmienda compost con cada estrés (sequía o salinidad) al final del experimento específicamente para la emisión de VOCs e índices de pigmentos (NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI y MCARI1) seguido de un contraste post-hoc Tukey HSD con un valor $p < 0,0$ utilizando el programa IBM SPSS v. 29.0.1.0 (171).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. Resumen de resultados y discusión

En este apartado se realiza un resumen de los resultados y discusión de cada uno de los bloques experimentales que forman esta tesis y que se publicaron o enviaron a las diferentes revistas mencionadas anteriormente, así como se presentaron mediante comunicaciones a congresos nacionales e internacionales. Estas publicaciones, recogidas en los diferentes anexos de esta tesis, presentan las tablas y figuras que se comentan en este apartado.

En el bloque experimental **Evaluación de las materias primas gestionadas en los nuevos escenarios de compostaje** presentado en las VII Jornadas de la Red Española de Compostaje de 2022 (Anexo 8.1.) se han obtenido los resultados que se detallan a continuación:

Características físico-químicas y químicas de los residuos de origen urbano, de residuos agroindustriales, materiales agrícolas y forestales y residuos ganaderos utilizados en los modelos de compostaje descentralizado

En cuanto a los residuos urbanos, utilizados en el modelo comunitario (COM) y urbano descentralizado (DES), se encontraron para la FORS valores de pH ácido, con valores medios de 5,9-5,8, respectivamente. El contenido en MO también fue alto en ambos casos, con valores medios de 81,2% para el COM y 77,7 % para el modelo DES. Los valores medios de CE registrada fueron superiores en el modelo DES (7 dS m^{-1}) que en el COM ($5,3 \text{ dS m}^{-1}$). En cuanto a los restos de poda en ambos modelos se obtuvieron valores de pH cercanos a la neutralidad (7,1 y 7,0 para el modelo COM y DES, respectivamente). Los contenidos en MO en este caso también resultaron ser altos superando el 70% en ambos modelos. En cambio, la CE fue baja, con 2,8 y $2,0 \text{ dS m}^{-1}$ para el modelo COM y DES, respectivamente.

En lo referente a los residuos agroindustriales estudiados, de la industria oleícola se encontraron en alperujos y hoja de olivo valores medios de pH ligeramente ácidos 5,5-5,8 respectivamente, alto contenido en MO 87,7 y 85,2 % y salinidad media en alperujo $5,1 \text{ dS/m}$ y baja en hoja de olivo $2,1 \text{ dS m}^{-1}$, tal y como observaron Bustamante y col., (2008). En los residuos vitivinícolas de orujos y raspones el pH medio fue ligeramente ácido, la CE fue media con valores de 3,3 y $3,0 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente y la MO fue alta con valores de 88,0 y 89,5 %, respectivamente.

Los valores medios de pH obtenidos en los diferentes residuos agrícolas y forestales fueron superiores a 6, excepto en el caso de los chips de madera que obtuvieron el valor más bajo (5,6). La CE fue baja en todos los residuos, con valores inferiores a $2,0 \text{ dS m}^{-1}$, excepto en el residuo de poda de cebada que destacó por tener un valor por encima de $7,0 \text{ dS m}^{-1}$. La MO en este caso también resultó ser alta, con valores entre 65,8 y 97,8%. Todos los residuos ganaderos caracterizados mostraron valores medios de pH por encima de 7,0, así como alta concentración salina ($4,3 - 7,2 \text{ dS m}^{-1}$). Los contenidos medios de MO, entre 54,9 y 80,7, también resultaron ser bastante altos. Cabe destacar la baja relación CN de todos los residuos estudiados, lo que puede deberse a altas concentraciones de N, destacando el estiércol avícola con una relación CN de 12,1.

Condiciones higiénico-sanitarias y elementos potencialmente tóxicos en los residuos de origen urbano, agroindustriales, materiales agrícolas y forestales y residuos ganaderos utilizados en los modelos de compostaje

En el caso de los residuos urbanos, ambos residuos (FORS y poda) mostraron contenidos bajos en metales pesados y ausencia de *Salmonella spp.* Sin embargo, el contenido registrado en el caso de *E. coli* fue relativamente alto, aunque es esperable que disminuyera durante el proceso de compostaje (Bernal y col. 2017).

En los residuos agroindustriales se observó ausencia de *Salmonella spp.* y bajo contenido en *E. coli*. Además, los resultados obtenidos en cuanto a metales pesados también resultaron ser bajos, lo que garantiza las características idóneas de este tipo de residuos para obtener un compost de calidad.

El contenido en patógenos en los residuos agrícolas y forestales fue en general bajo, con ausencia de *Salmonella spp.* en todos los residuos y poca presencia de *E. coli*. Por otro lado, las concentraciones de metales pesados resultaron ser también bajas, lo que es característico de este tipo de residuos.

Todos los residuos ganaderos caracterizados en este estudio obtuvieron los valores más altos en patógenos (principalmente *E. coli*) y metales pesados, lo que posiblemente está asociado al tradicional manejo ganadero, aunque no se esperaron efectos negativos tras el uso de compost realizados con estos materiales.

En el bloque experimental **Evaluación del desarrollo de los procesos de compostaje a escala descentralizada y evaluación de la calidad, propiedades de valor añadido e identificación de posibles riesgos medioambientales derivados del uso de los compost** se han obtenido los resultados que se discuten a continuación.

Los resultados del **primer trabajo** publicado en la revista *Agronomy* con el título “*Municipal Solid Waste Management in a Decentralized Composting Scenario: Assessment of the Process Reproducibility and Quality of the Obtained Composts*” (Anexo 8.2.), se resumen en los siguientes aspectos:

Perfil térmico de las pilas de compostaje

Todas las pilas de compostaje estudiadas mostraron un rápido aumento de la temperatura durante la primera semana de proceso con valores termófilos superiores a 60 °C, lo que indicó una alta disponibilidad de nutrientes para los microorganismos que producen la degradación de la materia orgánica y en consecuencia la generación de calor (Gao y col., 2022; Assandri y col., 2021). Tras aproximadamente un mes después del inicio del proceso, se observó un repunte de las temperaturas que coincidió con el primer volteo y riego, aunque no superaron los valores iniciales. Las temperaturas máximas registradas fueron de 72, 75, 75, 76, 73 y 72 °C para las pilas Fontanars 1, 2 y 3 y Carrícola 4, 5 y 6, respectivamente. Todas las pilas cumplieron con los requisitos de higienización de patógenos marcados por la legislación europea (EU, 2019) al permanecer con temperaturas por encima de los 55 °C durante al menos 15 días consecutivos, tendencia que observaron otros investigadores en estudios de proceso

con materiales similares (Villar-Comesaña y col., 2017; Miguel y col., 2022). El grado de exotermia durante la fase bio-oxidativa evaluado mediante el coeficiente EXI^2 siguió el orden de pila 1 (231.590) > pila 4 (187.289) > pila 2 (163.363) > pila 5 (148.275) > pila 3 (119.930) > pila 6 (110.565), siendo valores inferiores a los registrados por Vico y col. (2018).

Cambios en los parámetros físico-químicos y químicos durante el proceso de compostaje

Los valores iniciales de pH en las pilas estudiadas se encontraban entre 7,1 y 8,7, dentro del rango adecuado que permite el desarrollo de microorganismos encargados del proceso de compostaje (Shammas y col., 2007). Durante el proceso, aumentaron hacia valores finales alcalinos en el rango 8,1-8,7, a excepción de la Pila 4 que se mantuvo constante, siendo valores similares a los registrados por otros investigadores (Panaretou y col., 2019). Los valores de CE en todas las pilas de Fontanars disminuyeron por la pérdida de sales por lixiviación a causa de las precipitaciones al desarrollarse el proceso al aire libre en las Pilas de Carrícola, donde el proceso era bajo techo, aumentó por la degradación de la MO y la concentración de iones por pérdida de masa de las pilas. Se observó mineralización de la MO principalmente durante la fase termófila del proceso de compostaje, al disminuir los valores en todas las pilas, al igual que las concentraciones de COT. Los valores finales de MO se encontraron entre 38,3 y el 51,8 %. El NT aumentó en las Pilas 1, 5 y 6 como consecuencias del efecto concentración (Bustamante y col., 2008), mientras en las Pilas 2, 3 y 4 disminuyó ligeramente, lo que en el caso de las Pilas 2 y 3 se asoció al desarrollo al aire libre mencionado que causó lixiviación. En la Pila 4, que se desarrolló bajo cubierta, la pérdida de NT puede asociarse a una posible inmovilización microbiana, volatilización en forma de NH_3^- , procesos de nitrificación-desnitrificación o adsorción de NH_4^+ en la superficie de los materiales (Naher y col., 2018; Tong y col., 2019). Sáez y col. (2017) observaron dinámicas similares de concentración/pérdida de NT en los procesos de co-compostaje de la fracción sólida de purines de cerdo. La relación CN inicial en todos los procesos fue inferior a 20, excepto en las Pilas 1 y 5 (21,7 y 23,7, respectivamente) y disminuyó durante el proceso como consecuencia de la mineralización de la MO.

Degradación de la materia orgánica

Se observó una disminución significativa de la MO en todas las pilas, especialmente durante la fase bio-oxidativa, donde la actividad microbiana y la temperatura es máxima (Bustamante y col., 2008). Se observó una rápida pérdida de MO durante los primeros días con estabilización a partir del día 40 en las Pilas 1 y 3 de Fontanars, mientras que en la Pila 2 la degradación no superó el 20% y se estabilizó a partir del día 60 de proceso, lo que se asoció a una menor cantidad de residuo gestionado (6.456 kg), menor proporción de poda (14,2%), menor temperatura media (36,2 °C) y menor duración la fase bio-oxidativa (112 días). En las pilas de Carrícola la dinámica fue heterogénea: la Pila 4 tuvo una rápida pérdida durante los primeros días y se estabilizó alrededor del día 60, la Pila 5 mostró una degradación lineal y la Pila 6 tuvo una fase inicial lineal y una pérdida sostenida a partir del día 30. Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Naher

y col. (2018) para residuos sólidos urbanos. Las pérdidas de MO se ajustaron a una ecuación cinética de primer orden y se obtuvieron diferencias en los valores de A (máxima degradación de MO): mientras que los valores de las Pilas 1, 3, 4 y 6 fueron ligeramente inferiores a los valores mínimos encontrados por Bustamante y col. (2008) y Vico y col. (2018) en compostaje de residuos agroindustriales y residuos de palmera datilera, respectivamente, la Pila 5 presentó valores extremadamente superiores a los reportados en residuos similares (Quian y col., 2014; Naher y col. 2018) y la Pila 2 mostró el valor más bajo (16,75 %) lo que se asoció a un menor tiempo de compostaje, corta duración de la fase termófila y posibles condiciones anaerobias (Wang y col., 2022b).

Valor agronómico del compost obtenido

Los valores de CE en los compost finales oscilaron entre 3,2 dS m⁻¹ (Compost 3) y 7,4 dS m⁻¹ (Compost 6), siendo similares a los encontrados en trabajos previos con FORS (Awasthi y col., 2014; Gao y col., 2022). El uso de estiércol de burro en las mezclas de Carrícola provocó un incremento en la CE del compost final, pasando de 3,5; 5,3 y 5,3 a 5,3; 6,1 y 7,4 dS m⁻¹ en las pilas 4, 5 y 6, respectivamente, contrario a lo observado por Storino y col. (2018) con el uso de gallinaza en la mezcla. La capacidad fertilizante de un compost la define su contenido en nutrientes y está determinada por la heterogeneidad de los materiales iniciales (Alves y col., 2023). Además, es importante evitar la pérdida de NPK para mantener el valor agronómico y económico del compost (Bustamante y col., 2008). En este sentido, se obtuvieron valores altos de macronutrientes en todos los compost, obteniendo los valores más altos para NT (26,1 g kg⁻¹) y K (25,1 g kg⁻¹) el Compost 6 de Carrícola y estando en línea con los resultados de otros investigadores (Alves y col., 2023; Sánchez, 2022). Los valores de CIC se encontraron en el rango de 92,8-114,7 meq 100 g⁻¹ MO, superando el mínimo establecido para compost maduros (60-67 meq 100 g⁻¹ MO; Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992). Jara-Samaniego y col. (2017) también obtuvieron valores entre 108 y 155 meq 100 g⁻¹ MO en compost procedentes de residuos sólidos municipales, mientras que Sáez y col. (2017) obtuvieron valores en el rango de 96-105 meq 100 g⁻¹ MO para compost con fracción sólida de purín. Además, todos los compost presentaron una mayor proporción de la fracción húmica respecto a la fúlvica, superando los valores de estudios previos con distintos materiales iniciales (Bustamante y col. 2008), así como adecuado grado de estabilidad según la prueba de autocalentamiento de Brinton y col. (1995). La prueba de IG para garantizar la ausencia de fitotoxicidad superó el valor marcado por Zucconi y col. (1981b) para compost maduros (IG>50%) y los valores fueron similares a superiores a los registrados por otros investigadores (Alves y col., 2023).

Potenciales riesgos ambientales: elementos potencialmente tóxicos y patógenos

Altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en el compost pueden causar problemas en los cultivos (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992). Todos los compost cumplieron con la legislación europea y española en cuando a la concentración de elementos potencialmente tóxicos (EU, 2019; BOE, 2023) y se encontraron en el rango de experiencias previas (Awasthi y col., 2014). Todos los compost mostraron

ausencia de *Salmonella spp.* y contenidos de *E. coli* por debajo del límite establecido en la legislación europea y española (EU, 2019; BOE, 2023). En el resto de los grupos de patógenos estudiados (coliformes totales, *Streptococcus faecalis*, *Clostridium perfringens* y *Listeria monocytogenes*), en general, los contenidos fueron muy bajos, especialmente en el caso de *Clostridium perfringens* y *Listeria monocytogenes*, salvo por la *Listeria* en el Compost 1, probablemente debido a una recontaminación de la pila durante la fase de maduración, garantizando la eficacia del proceso de compostaje y la ausencia de riesgo para la salud humana (Sadeghi y col., 2023). Además, los valores se encontraron en el rango de los observados en otros estudios (Sadeghi y col., 2023; Miguel y col., 2022). Los valores altos del Compost 4 pudieron estar asociados a las condiciones del proceso: temperatura media de 39,9 °C, corta duración de la fase bio-oxidativa (110 días) y menor número de días con temperatura por encima de los 60 °C (24 días). Miguel y col. (2022) observaron la entrada de patógenos a través del agua de riego y como la falta de homogeneidad térmica en la pila durante la fase termófila produce un aumento en las poblaciones bacterianas.

Los resultados del **segundo trabajo** publicados en *Applied Sciences* con el título “*Integrated biowaste management by composting at a university campus: process monitoring and quality assessment*” (Anexo 8.3.) se resumen a continuación:

Comportamiento térmico de los sets de compostaje

La evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje permite verificar la evolución de los procesos biológicos que favorecen la degradación de patógenos (Wang y col., 2021). En la fase inicial, todos los sets alcanzaron temperaturas por encima de los 60 °C durante los 2-3 primeros días de desarrollo del proceso, hecho observado por otros investigadores (Gaspar y col., 2022). Además, desde el comienzo del proceso hasta alcanzar el llenado completo del módulo en los Sets 2, 3 y 4, se mantuvieron temperaturas termófilas (≥ 40 °C), excepto en el Set 1 que tuvo un perfil térmico más variable. Durante los procesos se han observado disminuciones drásticas de la temperatura, lo que se asocia a pérdidas de agua por evaporación capaces de disminuir la actividad microbiana y, por lo tanto, la temperatura del proceso. Sin embargo, con cada incorporación de agua y traspaso de material al siguiente módulo de compostaje se observó un repunte de las temperaturas debido a la aireación y homogenización de la mezcla. Las temperaturas máximas alcanzadas (73, 79, 78 y 77 °C para los sets 1 a 4, respectivamente) garantizaron la higienización de los materiales (Wang y col., 2021) y fueron superiores a las registradas por otros investigadores (Oviedo-Ocaña y col., 2019; Bello y col., 2022). La duración de la fase bio-oxidativa superó los 130 días en todos los sets, lo que indica una buena evolución del proceso de compostaje (Oviedo-Ocaña y col., 2019), salvo el set 4 que tuvo una duración de 89 días, lo que se asoció a la menor cantidad gestionada de biorresiduo. En cuanto al grado de exotermia evaluado mediante EXI^2 , los sets 1, 2 y 3 obtuvieron los valores más altos (127.252, 118.568 y 116.225 °C², respectivamente), mientras que el set 4 mostró el valor más bajo (70.289 °C²). Los sets con los valores más altos (sets 1 y 2) fueron los que gestionaron la mayor

cantidad de residuos, por lo que la incorporación de cantidades importantes de residuos provocó un aumento en los valores de temperatura durante el proceso y favoreció su maduración (Storino y col., 2017).

Evolución de la MO

La degradación de la MO fue más pronunciada durante la fase bio-oxidativa del compostaje, coincidiendo con las temperaturas máximas, siendo los sets 2 y 4 los que presentaron una mayor degradación en los primeros días del proceso. La degradación de la MO se mantuvo estable a partir del día 80 aproximadamente, lo que demuestra la estabilidad microbiana de los compuestos orgánicos en el compost final. Tras ajustar la pérdida de MO a una ecuación cinética de primer orden se obtuvo un mejor ajuste en los sets 1, 2 y 4 y que los valores obtenidos a partir de las ecuaciones fueron ligeramente superiores a los de otros investigadores (Pelegrín y col., 2018; Sáez y col., (2017). Al comparar los valores de A (degradación máxima de la MO) y los de k (velocidad del proceso), se observa que el set 2 presentó valores más altos, lo que podría deberse al mayor contenido inicial de MO que en el set 1. Por el contrario, el set 3 presentó los valores más bajos de A y k , así como el peor ajuste a la ecuación cinética. Los altos contenidos en grasa observados en los materiales iniciales del set 3 podrían haber limitado la presencia de microbiota inhibiendo la descomposición de la MO y reduciendo la conversión en humus (Liu y col. 2023).

Evolución de los parámetros físico-químicos y químicos

Los valores iniciales de pH en los sets se encontraban dentro del rango óptimo (5,0-8,0) para el adecuado desarrollo del proceso de compostaje (Bustamante y col., 2008). Se observó un aumento progresivo durante el proceso en todos los sets, alcanzando valores finales alcalinos (8,1 a 8,9), en consonancia con los observados en otros experimentos (Bustamante y col., 2008; Mandpe y col., 2021; Gaspar y col., 2022). La CE aumentó de valores iniciales en el rango 3,6-5,8 dS m⁻¹ a valores finales de 4,6-7,5 dS m⁻¹, lo que podría asociarse a la pérdida de MO durante el proceso y a la concentración de sales por limitaciones de riego dado que el proceso se realiza en módulos cerrados (Paredes y col., 2001). Composts finales con valores de CE superiores a 4 dS m⁻¹ pueden causar efectos perjudiciales en cultivos sensibles (Manu y col., 2017; Zhou y col., 2019), por lo que se recomienda la mezcla con otros materiales antes de su aplicación (Awasthi y col., 2014). Por otro lado, las concentraciones de MO fueron elevadas al inicio del proceso en todos los sets (92,0, 93,4, 87,6 y 92,1% para los sets 1 a 4, respectivamente) y disminuyeron con el tiempo de proceso (76,7, 78,5, 75,3 y 78,9 % para los sets 1 a 4, respectivamente). El NT durante el proceso de compostaje aumenta en los sets 1, 2 y 4, como consecuencia de la pérdida de masa, mientras se observó un ligero descenso en el set 3 atribuido a la menor proporción de material estructurante en la mezcla que favoreció la pérdida de N por volatilización durante el compostaje (Pardo y col., 2015).

Calidad agronómica de los compost finales

Los contenidos de macro y micronutrientes finales fueron elevados, con valores de NT por encima de 20 g kg^{-1} en todos los sets, siendo similares a los encontrados por otros investigadores (Gómez-López y col., 2022; Sáez y col., 2017; Bustamante y col., 2008). El contenido final de P superó los 10 g kg^{-1} en los compost de los sets 1 y 3, y fue inferior en los compost de los sets 2 y 4. Las unidades fertilizantes de P fueron de 2,8; 2,0; 3,4 y 2,1 % P_2O_5 para los sets 1 a 4, respectivamente. El contenido en K superó los 15 g kg^{-1} , siendo las unidades fertilizantes de K de 2,3; 2,6; 2,6 y 1,7 % K_2O para los sets 1 a 4, respectivamente. Las diferencias observadas en el contenido de nutrientes se atribuyeron a la heterogeneidad de los residuos alimentarios, así como al efecto de concentración por la pérdida de masa (Bustamante y col., 2008; Wang y col., 2021; Sánchez, 2022). Todos los compost finales mostraron valores de Cex, Cha y Chf similares a los reportados en otros estudios que utilizaron residuos orgánicos de naturaleza similar (Gao y col., 2021; Liu y col., 2023). Los índices de humificación en todos los compost superaron los valores establecidos por Roletto y col. (1985) ($\text{HR} > 7$; $\text{HI} > 3,5$; $\text{Pah} > 62$ y $\text{PI} > 1$) y por Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia (1992) ($\text{HI} > 13$ y $\text{PI} > 1,6$) para composts maduros. El compost del set 1 fue el único que no alcanzó el valor límite del HI establecido por Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia (1992). Todos los compost, excepto el set 1, presentaron valores de CIC superiores al rango establecido para considerar la madurez del compost (Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia, 1992). El IG superó el 50% en todos los compost, valor límite establecido por Zucconi y col. (1981) para demostrar la ausencia de fitotoxicidad y fueron valores similares a los encontrados en compost derivados de residuos de cocina (Storino y col., 2017), residuos municipales (Awasthi y col., 2015) y estiércoles (Chen y col., 2019). Además, todos los compost superaron la prueba de estabilidad descrita por Brinton y col. (1995).

Elementos potencialmente tóxicos y patógenos

Todos los compost cumplieron con los criterios establecidos por la normativa europea en cuanto al contenido en metales pesados (UE, 2019), presentando incluso niveles inferiores a los reportados en compost elaborados a partir de residuos orgánicos similares (Bruni y col., 2020; Keng y col., 2020). Todos los compost cumplieron los criterios sanitarios establecidos por la legislación europea (UE, 2019) en cuanto al contenido en patógenos, mostrando ausencia de *Salmonella spp.* en 25 g de compost y niveles de *E. coli* inferiores a 1000 UFC g^{-1} de compost, con la excepción del compost obtenido en el set 2 que superó el límite establecido. No se detectó *Listeria monocytogenes* en los compost de los sets 1 y 2, aunque sí estuvo presente en los compost de los sets 3 y 4. En ambos casos de superación de límites podría estar relacionado con una posible recontaminación del material ya que en la fase termófila se cumplió con los criterios establecidos por la normativa europea (temperaturas $\geq 55^\circ\text{C}$ durante al menos 14 días), que garantizan la higienización del compost.

En el **tercer trabajo** enviado a la revista *Journal of Cleaner Production* con el título “*Assessment of biowaste management in decentralized composting plants: compost optimization and quality control indices*” (Anexo 8.4.), los resultados se detallan como sigue:

Características de los materiales iniciales

La FORS en todas las plantas presentó valores similares de humedad, NT, micronutrientes y metales pesados. Sin embargo, los valores de CE fueron altos, lo que podría asociarse a la presencia de nitrógeno amoniacal causada por alto contenido en materiales impropios (Campos-Rodríguez y col., 2020) o a la propia naturaleza de los materiales. Todos los materiales mostraron valores de pH ácido (5,4-5,7) en el rango de los obtenidos por otros investigadores (Panaretou y col., 2019), lo que podría deberse al manejo y descomposición inicial de las muestras. La planta A mostró los valores de MO más altos y los metales pesados dentro de los límites de la legislación española y europea (BOE, 2023; EU, 2019). Los residuos de poda (YT), mostraron diferencias entre los valores de BD y humedad, que se pueden atribuir a las características físicas de los materiales (Zhang y col., 2016). Los niveles de P y K fueron inferiores a los encontrados en fertilizantes orgánicos elaborados con FORS. En cuanto al contenido en micronutrientes y metales pesados, aunque los valores fueron altos por cercanía de los árboles a la carretera y desgaste de la maquinaria de mantenimiento, cumplieron con los límites establecidos por la Unión Europea para el uso seguro del compost como enmienda orgánica (EU, 2019). El RYT, que solo se utiliza en la planta C y puede ser sometido a uno o varios procesos previos, mostró una BD, pH, CE y contenido de nutrientes superiores a YT, debido a la concentración de materia mineral después del proceso, mientras la concentración de MO fue inferior por mayor grado de degradación en comparación con el YT.

Características físico-químicas y químicas de los compost obtenidos en plantas de compostaje descentralizadas

La caracterización físico-química y química de las muestras de compost de las 3 plantas mostró diferencias estadísticamente significativas. La BD, parámetro clave en la porosidad de la masa de compostaje, influye en las condiciones óptimas de aireación, que favorecen la degradación de la MO por microorganismos (Guidoni y col., 2018). Además, si se controla en seco, puede indicar la degradación de la MO a lo largo del proceso (Huerta-Pujol y col., 2010). Los valores encontrados fueron 0,528, 0,586 y 0,664 kg L⁻¹ en compost húmedo y 0,310, 0,312 y 0,474 kg L⁻¹ en compost seco de las plantas A, B y C, respectivamente, acorde a los obtenidos por otros investigadores (Bustamante y col., 2012; Guidoni y col., 2018). Los valores medios de pH fueron de 7,8, 7,9 y 8,6 para las plantas A, B y C, respectivamente, dentro del rango óptimo establecido por Li y col. (2013) para compost maduros. La CE media para las plantas A, B y C fue de 5,2, 1,9 y 6,0 dS m⁻¹, respectivamente, lo que demuestra la influencia de las condiciones del proceso de cada planta. En la planta B, donde el proceso se realiza al aire libre (sin cubierta), la CE fue inferior a la registrada en el resto de las plantas, lo que corrobora la influencia de

las instalaciones de cada planta y las condiciones atmosféricas cuando el proceso se realiza a cielo abierto (Paredes y col., 2001). Durante el año hidrológico 2023 (año de estudio del proceso) se registró una precipitación acumulada de $548,5 \text{ L m}^{-2}$ en la ubicación de la Planta B, lo que influyó directamente en la lixiviación de sales de los procesos. Una alta salinidad puede causar estrés osmótico en las plantas (Arif y col., 2020) y afectar a la descomposición y humificación de la MO, reduciendo la humificación en el compost y, en consecuencia, su calidad (Du y col., 2024). Los contenidos de MO fueron 58,0, 42,2 y 43,7 % para los compost A, B y C, respectivamente. Kim y col. (2018) encontraron que el contenido de MO de los residuos vegetales compostados osciló entre el 49 y el 64 %. Los valores medios de COT registrados para las plantas A, B y C fueron del 33,4, 25,5 y 25,8 %, respectivamente, cumpliendo con el requisito europeo sobre el contenido mínimo de Corg (7,5%) que debe tener un compost para ser usado como enmienda orgánica del suelo (EU, 2019). Los valores registrados para NT, P_2O_3 y K_2O fueron superiores a los reportados por Parihar y col. (2022).

Parámetros de madurez en los compost

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los parámetros de madurez de las 3 plantas, a excepción del porcentaje de ácidos húmicos. El compost de la planta A presentó los valores más altos de Cha, alcanzando los niveles de Jakubus y col. (2022). Sin embargo, la planta B presentó los valores más bajos, comparables a los reportados por Qian y col. (2014). Todos los composts superaron el valor mínimo de IG (50%) establecido por Zucconi y col. (1981) para el estudio de la fitotoxicidad, con valores de IG de 73,8%, 113,1% y 80,5% para el compost de las plantas A, B y C, respectivamente, y fueron comparables a los obtenidos por Álvarez-Alonso y col. (2024). Valores bajos de IG puede suponer bajo grado de humificación, lo que reduciría el uso agrícola del compost (Du y col., 2024) y están relacionados con un rápido aumento de la temperatura, lo que favorece la acumulación de sustancias de bajo peso molecular que pueden inhibir tanto la germinación de las semillas como el crecimiento radicular (Wang y col., 2022a). Por el contrario, Wang y col. (2022b) han asociado valores altos de IG con alto contenido en sustancias húmicas y una mineralización completa tras periodos de fermentación superiores a 300 días. Los valores medios de CIC fueron de 94,9, 115 y 92 meq 100 g^{-1} de MO para las plantas A, B y C, respectivamente. Este parámetro, que generalmente aumenta durante el proceso de compostaje, refleja la descomposición microbiana de sustancias lignocelulósicas en humus y puede verse significativamente influenciado por la fase de enfriamiento del compost (Khalid y col., 2014). Por lo tanto, altos valores de CIC se asocian a alto grado de humificación y altos niveles de sustancias húmicas. Sin embargo, aunque los valores más altos de CIC se observaron en la planta B, no presentó la mayor concentración de sustancias húmicas, lo que se debe potencialmente al proceso de compostaje al aire libre, que puede provocar el enfriamiento rápido de la masa y dificultar la formación de sustancias húmicas (Khalid y col., 2014). Los valores medios de relación CN en este estudio, como parámetro que define la madurez de un compost, fueron inferiores a 12 encontrándose dentro del rango de 10 a 15 establecido para compost maduros (Bernal y col., 2009). Roletto y col.

(1985) definieron los valores mínimos de HR, HI, Pha y PI en 7, 3,5, 50 y 1,0, respectivamente. Todos los compost superaron estos valores mínimos, lo que confirma su madurez (Bernal y col., 2017). Jakubus y col. (2022) observaron valores de HR y PI inferiores a los registrados en el presente estudio y valores similares en términos de HI.

Potenciales riesgos ambientales: elementos peligrosos y patógenos

Es fundamental estudiar los elementos potencialmente tóxicos en el compost, como los metales pesados, para evitar posibles impactos ambientales, además de limitar su uso en agricultura (Mandal y col., 2014). Solo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los valores de Pb, Cu y Zn de las diferentes plantas. El orden del contenido total de metales pesados del compost producido en las plantas A y B fue $Zn > Cr > Cu > Cu > Ni > Pb > Cd$, mientras que la planta C el orden fue diferente: $Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > Cd$. En todos los casos, los valores registrados estuvieron por debajo de los límites establecidos por la legislación europea (UE, 2019), lo que garantiza el uso seguro en agricultura (Jakubus y col., 2022, Rahman y col., 2023). La legislación europea también limita el contenido máximo de patógenos en el compost (*E. coli* < 1000 UFC g^{-1} de compost y ausencia de *Salmonella* en 25 g de compost) (UE, 2019) y estos valores se han incorporado a la legislación nacional española para productos fertilizantes (BOE, 2023). La legislación española establece las mismas limitaciones respecto a la utilización del compost como sustrato o componente del mismo (BOE, 2010) y estipula la ausencia de *Listeria monocytogenes* en 1 g de compost, contenido de estreptococos fecales entre 10^{-1} y $10^{-1} g^{-1}$ de compost y contenido en *Clostridium perfringens* entre 10^{-1} y $10^{-1} g^{-1}$ de compost. Todos los compost estudiados mostraron ausencia de *Salmonella* y valores inferiores a los límites establecidos para estreptococos fecales y *Clostridium perfringens*. La fase termófila del proceso de compostaje caracterizada por alcanzar altas temperaturas facilita la máxima degradación de la MO y garantiza la destrucción de patógenos y, en consecuencia, la higienización del compost (Bernal y col., 2017). Sin embargo, aunque la duración y temperaturas de la fase termófila fue adecuada, se detectó *Listeria monocytogenes* en dos de los composts, y otros dos superaron los niveles permitidos para *E. coli*. Sin embargo, como no se identificaron otros indicios de inmadurez en los compost, estos valores podrían atribuirse a una posible recontaminación del compost final, asociada a la falta de espacio en la planta y a la proximidad de materiales maduros a materiales frescos, o a una contaminación cruzada en el momento de la toma de muestra.

Índices para la evaluación de la calidad del compost

Basado en la metodología de Saha y col. (2010), se desarrolló un procedimiento para establecer índices de calidad que permitan clasificar el compost según su valor fertilizante, madurez, metales pesados y patógenos, con el fin de evaluar las diferencias entre los procesos de compostaje estudiados. Los resultados analíticos de las muestras de compost con capacidad para influir en el valor fertilizante (COT, NT, P y K) y el valor de limpieza (metales pesados) se sometieron a un sistema de puntuación. Tomando esta metodología como base, se modificaron los índices de fertilizantes y de limpieza, y se

propusieron nuevos índices: índice de madurez (basado en IG, CIC, HR, HI, Pha y Cha/Cfa) e índice de patógenos (contenido de *E.coli*, estreptococos fecales, *Clostridium perfringens*, *Listeria monocytogenes* y *Salmonella*) que también se puntuaron de 1 a 5 para generar un factor de ponderación basado en la literatura científica y legal. Para el desarrollo del índice de madurez, a los valores de IG inferiores al 50 % se les asignó el valor más bajo, ya que se considera que no han alcanzado la madurez completa (Li y col., 2023) y pueden causar fitotoxicidad (Paradelo y Barral, 2011; Sadeghi y col., 2023). Los valores restantes se establecieron según las directrices de Paradelo y Barral (2011): valores entre 50-80% pueden causar fitotoxicidad moderada, valores entre 80-100% no causan fitotoxicidad y valores superiores al 100% se consideran fitonutrientes con capacidad estimulante del crecimiento y germinación de semillas, por lo que se les asigna el valor más alto. De igual manera, Harada e Inoko (1980) establecen valores de CIC superiores a 60 meq 100 g⁻¹ de MO para compost maduros, por lo tanto, los compost con valores inferiores se les asigna el valor de puntuación más bajo y a los valores superiores a 67 meq 100 g⁻¹ de MO (Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia, 1992) el valor de puntuación más alto. La relación CN también se ha tenido en cuenta para definir el índice de madurez, estableciendo los valores de puntuación más bajo a la relación CN superior a 20 (Golueke y col., 1981) mientras que aquellos con valores inferiores a 12 obtendrían el valor de puntuación más alto (Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia, 1992). Roletto y col. (1985) establecieron HR > 7,0; HI > 3,5; Cha/Cfa > 1,0 y Pha > 50 y, posteriormente, Iglesias-Jimenez y Pérez-Garcia, (1992) propusieron valores de HI > 13, Cha/Cfa > 1,6 y Pha > 62 para composts maduros. Estos valores han sido empleados para determinar los valores máximos y mínimos de cada compost. En cuanto al contenido en patógenos microbianos, se ha tenido en cuenta la legislación europea que establece niveles máximos permisibles de *E. coli* y *Salmonella spp.* (EU, 2019), así como la legislación española sobre productos fertilizantes (BOE, 2013), y aparte se han considerado otros patógenos adicionales, a la hora de establecer los valores de puntuación para cada patógeno, mientras que el factor de ponderación se estableció en base al conocimiento científico sobre el riesgo asociado a la presencia de patógenos. En consecuencia, cada uno de los índices estudiados (fertilizante, limpieza, madurez y patógenos) utilizados en este estudio se calculó mediante la fórmula genérica de Saha y col. (2010).

Por lo tanto, aplicando los intervalos definidos, los valores medios para los índices de fertilización fueron de 3,65; 1,69 y 2,51 para las plantas A, B y C, respectivamente, lo que demuestra claras diferencias en la calidad fertilizante del compost obtenido en las tres plantas, siendo el compost de la planta A el que mejor puntuación obtuvo. En cuanto al índice de limpieza, los valores fueron bastante similares y superiores a 3 (Plantas A: 3,99; B: 3,9; C: 3,28), incluso cercanos a la puntuación más alta (5), lo que indicó ausencia de potenciales riesgos ambientales asociados a las concentraciones de metales pesados. Según la metodología utilizada por Saha y col. (2010), los compost de la planta A se identificarían como de "Buena calidad. Alto potencial fertilizante y contenido medio de metales pesados", mientras que los de las plantas B y C se identificarían como de "Calidad media. Potencial fertilizante medio y contenido medio de metales pesados". Los índices de madurez de todos los compost mostraron valores elevados, con un

promedio superior a 4,5 (Planta A: 4,55; B: 4,90 y C: 4,65), lo que podría estar asociado con un grado óptimo de madurez. Las diferencias en el índice de patógenos entre los compost fueron más pronunciadas, con valores promedio de 4,13 y 4,20 para los compost de las plantas A y C, respectivamente, mientras que el compost de la planta B obtuvo 3,85, pudiendo indicar un menor grado de higienización. Por último, de acuerdo con la metodología descrita por Girón-Rojas y col. (2020) se calculó el factor contaminante (FP) de cada compost obteniendo valores de 451,5; 392,5 y 705,6 mg kg⁻¹ para las plantas A, B y C, respectivamente, observándose diferencias estadísticamente significativas. La mayor presencia de metales en el compost producido en la planta C podría explicarse por el mayor contenido de materiales impropios observado en la FORS de esta planta (Campos-Rodriguez y col., 2020).

En el bloque experimental **Implicaciones del uso de los compost procedentes de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado en los sistemas agrícolas**, se ha obtenido los resultados que se discuten a continuación.

En el **primer trabajo** presentado en las 8ª Jornadas de la Red Española de Compostaje con el título *“Uso de compost procedentes de compostaje comunitario y urbano descentralizado como enmienda de suelo: dinámica del nitrógeno”* (Anexo 8.5), los resultados fueron los siguientes:

El estudio de la aplicación de compost procedentes de compostaje comunitario (CC1 y CC2) y compostaje urbano descentralizado (CD1 y CD2) como enmiendas de suelos, mostró una progresiva tasa de mineralización del N a lo largo del tiempo de incubación (120 días). Como se ha observado en este ensayo en mesocosmos, la mineralización de la materia orgánica del compost, libera N de forma progresiva produciendo un aumento de la disponibilidad de este nutriente, que mejora el desarrollo de los cultivos y evita pérdidas en el sistema suelo-planta (Diacono y col., 2010). Se observó también un aumento progresivo del NTK en todos los tratamientos con el tiempo de incubación, superando los niveles en suelos tratados al control. Tanto el N-inorg como el N-NO₃⁻ aumentaron su concentración al final de la incubación respecto a los valores iniciales en todos los tratamientos con compost, como observaron Masunga y col. (2016). Sin embargo, las diferencias en los valores finales obtenidos de N-inorg y N-NO₃⁻ fueron superiores en los suelos enmendados con compost del modelo de compostaje comunitario. La dinámica de mineralización-inmovilización del N en los suelos está muy influenciada por las características de los compost, ya que tanto valores altos de la relación CN como un bajo contenido de compuestos solubles pueden provocar procesos de inmovilización del N (Bustamante y col., 2007; Trinsoutrot y col., 2000). Respecto al nitrógeno orgánico residual + microbiano también se observó un aumento en todos los suelos tratados, siendo los valores finales superiores en el suelo tratado con el compost CD2.

Los resultados del **segundo trabajo** presentado en el V Congreso Universitario Internacional en Innovación y Sostenibilidad Agroalimentaria (CUISA) bajo el título

“Suelos enmendados con compost obtenidos mediante compostaje descentralizado: evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero” (Anexo 8.6), se discuten a continuación:

Emisiones puntuales de GEIs

La aplicación de enmiendas orgánicas en el suelo aumentó las emisiones puntuales de CO₂, principalmente como consecuencia de la reactivación de la microbiota edáfica y la aportada por la enmienda (Egene y col., 2022). Los valores relativamente más altos se observaron durante los dos primeros días del experimento, principalmente, en el tratamiento control y en CC2. En el muestreo realizado en el día 22, se observó un nuevo aumento en las emisiones de CO₂ en los suelos enmendados con compost, sobre todo con el compost CD2. Este aumento estuvo probablemente asociado a una nueva reactivación de los microorganismos aportados con la aplicación de compost. Sin embargo, conforme fue avanzando el tiempo de incubación, las emisiones puntuales de CO₂ disminuyeron, aunque en los tratamientos con compost fueron superiores al control. Por otro lado, las emisiones de CH₄ durante la incubación fluctuaron a lo largo del experimento aunque tanto los valores iniciales y como los valores finales fueron bastante similares. Durante el ensayo se pudieron observar valores de flujo negativo en los suelos enmendados, lo que indica la probable presencia de bacterias metanotróficas caracterizadas por el uso de CH₄ como fuente de carbono y energía que desempeñan un papel importante a la hora de mitigar los efectos del CH₄ sobre el medioambiente. Las emisiones puntuales de N₂O fueron en todos los casos inferiores a 0,2 mg de N-N₂O m⁻². En cambio, aunque las condiciones del experimento eran idóneas para favorecer las emisiones de N₂O según Cayuela y col. (2010), al disponer de pH cercano a la neutralidad, una CRH del 50% del suelo y condiciones homogéneas durante el ensayo, no se observaron picos de emisión relevantes. Sin embargo, las mínimas variaciones observadas entre las emisiones de N₂O de los diferentes tratamientos podrían estar probablemente asociadas a las diferencias en la disponibilidad de N y C orgánico lábil de los materiales (Egene y col., 2022).

Emisiones acumuladas de GEIs

Las emisiones acumuladas de CO₂ observadas a los 120 días de experimento mostraron un aumento en todos los suelos enmendados que podría estar asociado a la respiración de los microorganismos encargados de la mineralización. Durante el experimento, se observó un aumento en las emisiones de CO₂ en los suelos no enmendados (control) especialmente en los primeros días de incubación y se mantuvieron prácticamente constantes hasta el final del experimento. Sin embargo, en los suelos enmendados con compost, las emisiones de CO₂ aumentaron de manera progresiva hasta el final de la incubación. Las emisiones acumuladas de CO₂ fueron superiores en los tratamientos con compost del modelo de compostaje urbano descentralizado que en el caso de los suelos tratados con compost de compostaje comunitario. En el caso del CH₄, se observó una dinámica de aumento de las emisiones acumuladas en todos los casos estudiados al final del experimento, aunque como ya hemos indicado, se obtuvieron flujos negativos en

medidas puntuales. Por último, las emisiones de N_2O aunque no mostraron gran variabilidad en la emisiones puntuales, se observaron valores acumulados finales negativos en algunos casos, lo que podría deberse al uso de materiales con menor grado de estabilidad.

En el **tercer trabajo** publicado en la revista *Agronomy* con el título “*Agronomic use of urban composts from decentralized composting scenarios: implications for a horticultural crop and soil properties*” (Anexo 8.7) se obtuvieron los siguientes resultados:

Efecto de los tratamientos sobre el rendimiento y la calidad del cultivo

La aplicación de los diferentes tratamientos tuvo un efecto desigual sobre el rendimiento en ambos ciclos de cultivo, obteniendo valores más altos en el primer ciclo. En el ciclo de cultivo 1, los suelos enmendados con estiércol (E) y compost CM2 y CM3, de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado respectivamente, obtuvieron el mayor rendimiento, siendo estadísticamente similares al tratamiento con fertilizante inorgánica (IN), lo que se asoció a la mayor presencia de nutrientes (Soudek y col., 2024).

Respecto a la cobertura foliar media (CANOPY) en el ciclo de cultivo 1, los resultados obtenidos durante las dos primeras semanas de cultivo en los diferentes tratamientos no resultaron ser estadísticamente significativos. Se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en el CANOPY del día 28. Por un lado, los tratamientos CM3 y CM4 se mantuvieron en el rango del control (B), que solo fue superado por la aplicación de E, mientras los tratamientos CM1, CM2 e IN presentaron los valores más bajos. Las mediciones del día 44 también mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos. Así, el valor más alto se obtuvo en tratamiento E, seguido de CM2, CM3 y CM4 que estaban en el rango de B, los tratamientos con CM1 e IN obtuvieron los menores valores. Las mediciones del día 61, final del ciclo de cultivo 1, no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos. El aumento observado en todos los tratamientos menos en B y CM3 entre las mediciones del día 44 y 61, parecen indicar que tras la aplicación de compost al suelo se requiere un tiempo para que los nutrientes se encuentren en formas asimilables por las plantas (Wang y col., 2024b). En el segundo ciclo de cultivo, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos durante las mediciones de los días 15 y 28. En las mediciones del día 44 y 61, se observan dos dinámicas diferentes: los tratamientos B, IN y CM4 superaron los valores del muestreo inicial, con mínima variación en el resto de los muestreos, mientras en los tratamientos CM1, CM2, CM3 y E (valor más alto) mostraron un aumento gradual hasta el final del experimento.

En cuanto a la intensidad de clorofila foliar (SPAD) durante el ciclo de cultivo 1, se observó un aumento en todos los tratamientos a medida que avanzaban los ciclos de cultivo, lo que puede atribuirse a la diferente tasas de liberación de N de los distintos

tratamientos, que aumenta en función de la duración del experimento (Wang y col., 2024). En el ciclo de cultivo 1, sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de las mediciones de los días 15 y 44. A los 15 días, el tratamiento E mostró el valor más bajo, lo que contrasta con los resultados observados en el caso CANOPY. Sin embargo, los tratamientos CM2 e IN mostraron resultados superiores al control. En el día 44, los valores más bajos se observaron en los tratamientos B y CM4, seguidos de los tratamientos CM1, CM2 y CM3. Los tratamientos E e IN mostraron los valores más altos de SPAD. Reis y col. (2014) observaron un rápido efecto sobre los valores de SPAD tras la aplicación de fertilización inorgánica, que fue posteriormente superado por el efecto de la fertilización con compost. El muestreo final de SPAD (día 61), no obtuvo diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos. En el ciclo de cultivo 2, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en todos los muestreos, con valores iniciales superiores a los del final del ciclo de cultivo 1, lo que sugiere la liberación progresiva de nutrientes en los distintos tratamientos (Zapata y col., 2023). En general, los valores más altos se registraron con los tratamientos E, CM1 y CM3. Al final del ciclo de cultivo 2, los valores de SPAD de los tratamientos E y CM1 disminuyeron, mientras que aumentaron en el resto de los tratamientos. Los medidores de SPAD facilitan la cuantificación del contenido de nitrógeno foliar a partir de la concentración de clorofila foliar (Jayara y col., 2023). Por lo tanto, la dinámica observada al final de los dos ciclos de cultivo puede atribuirse a una deficiencia de nitrógeno, que puede provocar el amarilleamiento de las hojas (Smith, 2008) y, en consecuencia, valores bajos de SPAD. Por el contrario, la liberación gradual de nutrientes (Reis y col., 2014), junto con una irrigación y una gestión del N óptimas, puede influir en el rendimiento del cultivo y en la acumulación de nutrientes en las hojas, dando lugar a valores elevados de SPAD.

Efectos sobre el contenido en nutrientes de la lechuga y la eficiencia en el uso del N

El contenido en NT en las plantas de lechuga mostró diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos al final del ciclo de cultivo 1, con los mayores valores en el tratamiento CM1 e IN. Sin embargo, al final de ciclo de cultivo 2 la concentración de NT fue mayor en los tratamientos E, CM1 y CM3. Estos valores están en línea con la tendencia observada en los parámetros CANOPY y SPAD, indicando que el N en la planta es utilizado tanto para el desarrollo de tejidos como para la formación de clorofila (Blanco y col., 2019). PT y KT también mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos, con los resultados más altos en el tratamiento E. Las concentraciones de NT y PT se encontraban en el rango de las registradas por Alromian y col. (2020) aunque las concentraciones de KT resultaron ser inferiores, lo que puede estar asociado a la diferencia en los materiales utilizados. El uso de compost como sustituto de fertilizantes químicos en el cultivo de lechuga conduce a un aumento de las concentraciones de N, P y K en los tejidos vegetales (Vasileva y col., 2023). Además, la eficiencia en el uso de nutrientes es fundamental en la realización de una agricultura sostenible, cuyo objetivo es optimizar el rendimiento de los cultivos minimizando la inversión económica y la pérdida de nutrientes dentro del

sistema suelo (Anduallem y col., 2024). Altas dosis de N reducen la calidad de la lechuga y aceleran la pérdida de hojas (Blanco y col., 2019). Por lo tanto, es importante equilibrar el aporte de N para evitar efectos perjudiciales sobre el cultivo y el medio ambiente y minimizar el coste económico en la agricultura (Baligar y col., 2001). Para el estudio de la eficiencia de uso de N, P y K es importante considerar qué parte del nutriente aplicado lo usará el cultivo para el desarrollo de su biomasa, mientras que otra parte permanecerá inmóvil en el suelo y estará disponible para cultivos posteriores (Ladha y col., 2005). El estudio de la eficiencia del N (NUE) sólo mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos del ciclo de cultivo 2, con el valor más alto para el tratamiento E, lo que puede atribuirse a la liberación prolongada de nutrientes proporcionados por el compost a lo largo del tiempo (Bustamante y col., 2011). Los valores de NUE disminuyeron del ciclo de cultivo 1 al 2, excepto en E, indicando una reducción en la asimilación de N, que puede ser indicativo de inmovilización de N en el suelo, o de reducción en la asimilación de nutrientes debido a la acumulación de sales en las raíces (Baligar y col., 2001; López-Bellido y col., 2005). Además, López-Bellido y col. (2005) observaron reducción en la asimilación de N cuando se aplicaba la dosis total al inicio de la siembra, lo cual pudo haber ocurrido en el presente estudio.

Efectos de los tratamientos sobre las propiedades del suelo

Los valores de pH del suelo al inicio (T1) y final (T2) del ciclo de cultivo 1, no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos, aunque se observó un ligero aumento de los valores al final del ciclo. En cambio, al final del ciclo de cultivo 2 (T3) los valores de pH mostraron ligeras diferencias estadísticas entre los tratamientos, observándose también una ligera disminución respecto al final del ciclo 1. Los datos obtenidos están en consonancia con el efecto tampón del suelo calcáreo (Bustamante y col., 2011; Paredes y col., 2016).

Los valores de CE mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos en T1 y T2, observándose también una disminución de la salinidad entre T1 y T3. La aplicación de compost como enmienda orgánica del suelo no incrementa notablemente la salinidad, incluso para materiales con una CE moderadamente elevada, a consecuencia de la absorción de nutrientes por el cultivo, la inmovilización del N inorgánico y/o la lixiviación de iones (Bustamante y col., 2011; Paredes y col., 2016 y Alromian y col., 2020).

Se observó un aumento estadísticamente significativo en el contenido de Cox de los suelos tras la aplicación de las enmiendas orgánicas en T1, con valores 1,3 y 1,2 veces superiores en CM2 y CM1, CM3 y E, respectivamente, en comparación con B, y 2,0 y 1,8 veces superiores, respectivamente, en comparación con IN, como se reportó en trabajos previos con materiales orgánicos (Reis y col., 2014; Paredes y col., 2016).

Al final del ciclo de cultivo 1, todos los tratamientos mostraron contenidos de Cox estadísticamente similares a los del suelo B, excepto el tratamiento E que obtuvo el valor más alto. Al final del ciclo de cultivo 2, los contenidos de Cox de los suelos tratados con enmiendas orgánicas fueron ligeramente superiores a B e IN, probablemente debido a

la incorporación de compuestos orgánicos procedentes de exudados radiculares (Paredes y col., 2016).

Todos los tratamientos incrementaron las concentraciones de P disponible en el suelo, con valores estadísticamente similares entre todos los tratamientos orgánicos y el tratamiento IN en comparación con B, indicando que la aplicación de compost mejora los contenidos de P en el suelo, con un comportamiento similar a la fertilización mineral (Sharifi y col., 2021). Los valores de P más bajos para todos los tratamientos se obtuvieron en T2, lo que se relaciona con la absorción de este elemento por la planta del primer ciclo. Sin embargo, al final del ciclo de cultivo 2, los contenidos de P aumentaron en todos los suelos tratados con enmiendas orgánicas como observaron García-López y col. (2022), debido a la liberación gradual de P (Duong y col., 2013), siendo los valores estadísticamente similares entre los tratamientos orgánicos y superiores a B y IN. En general, la respiración del suelo se incrementó de forma estadísticamente significativa en los tratamientos E y CM3 en T1 en comparación con B, siendo los valores más bajos los obtenidos por IN. Al final de ambos ciclos de cultivo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos, observándose un ligero descenso en T2 y un aumento en T3 respecto a T1. Hernández y col. (2016) también reportaron un incremento en la actividad microbiana del suelo con el uso de enmiendas orgánicas. Todos los tratamientos produjeron incrementos estadísticamente significativos de los contenidos de NTK en todos los muestreo (T1, T2 y T3) respecto al suelo sin fertilizar (B), encontrándose los valores más altos en T1. Al final de T2 los valores de NTK disminuyeron en todos los tratamientos, lo que puede atribuirse a la mineralización de la MO (Paredes y col., 2016) y a la absorción por la planta (Duong y col., 2013), lo que también se refleja en el aumento en la biomasa. Los suelos enmendados con CM2 y CM3 mostraron las mayores concentraciones de NTK tanto en T2 como en T3. La lenta mineralización del compost (Alromian y col., 2020) evita pérdidas de nutrientes en el sistema suelo-planta y consecuencias negativas sobre el medio ambiente (Reis y col., 2014). Las concentraciones de N inorgánico mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en cada momento de muestreo. En T1, los valores de N- NH_4^+ oscilaron entre 1,5 y 20 mg kg^{-1} suelo, observándose el valor más bajo en el tratamiento CM3. Sin embargo, aunque en los tratamientos CM1, CM4 e IN las mayores concentraciones iniciales fueron de N- NH_4^+ , fueron los únicos tratamientos que demostraron una disminución de concentración al final de T2, con valores entre 5,2 y 14,1 mg kg^{-1} suelo. En T3, se observaron valores que oscilaban entre 2,2 y 10,3 mg kg^{-1} suelo, indicando una disminución de la concentración de N- NH_4^+ en todos los tratamientos, con la excepción de B y CM4. La concentración inicial de N-NO_3^- fue elevada y directamente disponible para la asimilación por el cultivo y osciló entre 31,4 y 61,8 mg kg^{-1} . Sin embargo, tras el ciclo de cultivo 1 (T2), se observó un descenso en la concentración de N-NO_3^- en todos los tratamientos, que osciló entre 2 y 9,2 mg kg^{-1} de suelo, lo que se atribuye a la absorción por la planta para su propio crecimiento (Paredes y col., 2016). Al final del experimento, T3, las concentraciones de N-NO_3^- fueron bajas, oscilando entre 2,7 y 8,8 mg kg^{-1} suelo, siendo E el tratamiento con el valor más alto.

En el bloque experimental **Validación de los compost obtenidos para incrementar la resistencia de las plantas al estrés abiótico (sequía y salinidad)** enviado a la revista *Journal of Environmental Management* con el título “*Impact of composts from decentralized composting models on R. officinalis physiology and nutrient contents under abiotic stress*” (Anexo 8.8.) se obtuvieron los resultados que se discuten a continuación:

Datos ambientales e indicadores de estrés

La temperatura media dentro del invernadero varió de 19,5 °C al inicio del experimento a 13,5 °C al finalizar y la duración del día fue de 10 h 19 min al inicio del estrés y de 9 h 14 min al final del experimento. El contenido relativo de agua (RWC) de las hojas disminuyó con la sequía y el estrés salino, desde $86,6 \pm 3,3$ en las plantas no estresadas a $51,14 \pm 15,3$ y $75,6 \pm 2,2$ en las plantas estresadas, respectivamente, aunque no se observaron diferencias estadísticamente significativas.

Contenido nutricional de las hojas y biomasa de la planta

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la composición nutricional de las hojas de romero tras la aplicación de la combinación estrés y compost, con excepción del Zn en los tratamientos no sometidos a estrés hídrico (DC) y del K en los tratamientos de estrés salino (SS). En sequía, las concentraciones de NT, P y K en las hojas aumentaron en todos los tratamientos respecto al tratamiento C (sin enmienda), independientemente de las condiciones de riego. Kamanga y col. (2024) observaron aumento de la concentración de K en lechugas sometidas a estrés hídrico, lo que asociaron al rol del K en la regulación osmótica bajo condiciones de estrés. Las concentraciones de Na, Cu, Mg, Mn y Zn también aumentaron, fenómeno que Kamanga y col. (2024) también se asoció con mecanismos de ajuste osmótico. El aumento de Na fue mayor en las plantas SO y TO que en cualquiera de los otros tratamientos, sin embargo, en el caso de las plantas TO y C, el aumento en los contenidos de Na, Mg y K puede deberse a un efecto de concentración por disminución de la biomasa.

La dinámica en el experimento de salinidad fue distinta. En condiciones de riego normal QU mostró los valores más bajos de NT, con el resto de los tratamientos en el rango de C, mientras que en condiciones de salinidad los valores de QU permanecieron bajos y en el rango de C, a la vez que el resto de los tratamientos aumentaban su concentración. Las plantas del tratamiento TI mostraron los valores más altos de P, independientemente de las condiciones de riego. Las concentraciones de K en las hojas de QU mostraron los niveles más altos bajo condiciones control (SC). La aplicación de riego salino en el tratamiento de estrés por salinidad (SS) elevó las concentraciones de Na, en comparación con las condiciones SC. Aunque, las plantas sometidas a estrés salino activan mecanismos de ajuste osmótico (aumento de concentración de iones en tejidos) que pueden producir importantes efectos tóxicos y daño celular (Tounekti y col., 2011) e interferir en los procesos fisiológicos de la planta produciendo clorosis o necrosis foliar por toxicidad iónica inducida (Acosta-Motos y col., 2017), tales efectos no se observaron en el presente estudio. La absorción excesiva de Na y la competencia entre

caciones puede resultar en deficiencia de nutrientes. En este estudio, junto con el aumento de Na, se observó: disminución de K en todos los tratamientos excepto en FO, aumento de Ca en todos los tratamientos excepto en JO y disminución de Mg en las hojas de FO y QU. Tounekti y col. (2008) aseguraron que una mayor relación K/Na en las hojas identifica la estrategia de tolerancia a la sal del romero. En este sentido, Las relaciones K/Na de FO y TI fueron elevadas (3,91 y 3,54, respectivamente) en comparación con C (3,18), mientras JO y QU presentaron los valores más bajos (2,21 y 3,09, respectivamente).

La biomasa de las plantas de romero mostró diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos de compost en ambos experimentos. En el experimento de sequía, en condiciones de buen riego (DC), la biomasa seca total resultó ser 1,9; 1,35 y 1,53 veces mayor en las plantas TO que en C, SO y UP, respectivamente, lo que puede deberse a mayores niveles de P en TO con respecto al resto de tratamientos. Junto con TO, CA también obtuvo mayores valores que C (aunque no significativos), lo que puede atribuirse a la contribución del estiércol en ambos compost (Kamanga y col., 2024). Por el contrario, los tratamientos SO y UP exhibieron valores inferiores a C, lo que se asocia a bajas tasas de mineralización que limitan la disponibilidad de nutrientes (Geisseler y col., 2024). Además, la elevada CE de UP ejerció un efecto perjudicial en el crecimiento de las plantas (Atiyeh y col., 2001). El impacto del estrés por sequía en la biomasa vegetal resultó en una reducción significativa tanto en los tratamientos C (29%) como los TO (50%) en comparación con las plantas bien regadas, lo que puede atribuirse a menores valores de Cha en TO. Las sustancias húmicas pueden ayudar a las plantas a resistir el estrés abiótico (Khorasani y col., 2023; Aly y col., 2024). Por el contrario, las plantas de CA presentaron una mayor biomasa que las plantas de C en condiciones de sequía. Formica y col. (2024) observaron que la aplicación de sequía durante el período balsámico del crecimiento del romero no afectó la producción de biomasa seca.

En el experimento de salinidad, las plantas TI exhibieron el nivel más alto de biomasa cuando se regaron con agua normal. El estrés salino resultó en una disminución significativa en la biomasa de la planta: 27% en plantas TI y 26% en plantas QU con respecto a las mismas bien regadas. Acosta-Motos y col. (2017) reportaron reducción general en la biomasa seca en diferentes tipos de plantas sometidas a estrés salino. Las plantas FO y JO exhibieron mayor biomasa en comparación con las plantas C bajo estrés salino, mientras que QU presentó la más baja. Choi y col. (2024) encontraron que la aplicación de sustancias húmicas junto con estrés salino e hídrico resultó en un mejor crecimiento del cultivo, aunque no observaron diferencias cuando las plantas también eran sometidas a estrés térmico. En este estudio, las condiciones térmicas registradas en el invernadero al inicio del estrés podrían haber causado estrés térmico a las plantas, mitigando así el efecto del compost bajo estrés salino.

Mediciones de intercambio gaseoso

No se observaron diferencias en la tasa fotosintética neta (A) al inicio del experimento de sequía entre los diferentes tratamientos, aunque A fue significativamente menor (2,3 y 7,2 veces para los días 15 y 30 de muestreo, respectivamente) en las plantas que

experimentaron estrés por sequía (DS) que en las del grupo control (DC). La tendencia en la conductancia estomática (gs) fue similar, con valores en T0 superiores en los distintos tratamientos con respecto a DC y con reducción en todos los tratamientos a los 15 y 30 días de estrés. Además, no se observaron diferencias entre los distintos tratamientos de fertilización con respecto a los valores de A o gs en T15 y T30. Jamaladdeen y col. (2023) reportaron cambios anatómicos en las paredes celulares y las hojas de romero tras un período de sequía de 16 días, observando pérdidas de agua foliar del 15,5 %, limitación de la transpiración no estomática y de la difusión de CO₂ y disminución del contenido de clorofila atribuida a la acumulación de células muertas. En el experimento de estrés salino tampoco se observaron diferencias significativas en los valores de A o gs entre los diferentes tratamientos con compost en T0. Los resultados demostraron una disminución significativa en los niveles de A y gs con el estrés salino tanto a los 15 como a los 30 días de la aplicación de estrés, con una reducción de 2 y 2,2 veces en A y de 4,82 y 4 veces en gs, respectivamente. Además, no se observaron diferencias entre los distintos tratamientos con compost en cuanto a los valores de A o gs en T15 y T30.

Emisión de monoterpenos

Los monoterpenos más abundantes emitidos por las plantas de romero, bien regadas cultivadas en suelos sin enmiendas fueron: α -pineno, canfeno, cineol, β -pineno, limoneno, borneol y mirceno. Otros monoterpenos detectados fueron: linalool, terpineno, terpineol y verbenona. El único sesquiterpeno detectado fue β -cariofileno. Se observó una disminución general en las tasas de emisión de monoterpenos totales (no significativa), en las plantas bien regadas (DC y SC) a lo largo del tiempo (desde T0 hasta T15 y T30), atribuida probablemente a la disminución de la temperatura (de 19,5 °C a 13,5 °C) o a la temperatura acumulada (de 24,7 °C a 15,8 °C) durante el estrés. Temperaturas elevadas aumentan la volatilidad de los terpenoides y su biosíntesis puede verse estimulada por temperaturas elevadas, debido al aumento de la actividad enzimática (Duan y col., 2019).

Se observó un aumento significativo en las tasas de emisión de monoterpenos en las plantas sometidas a SS en comparación con las plantas SC en T0, probablemente por los riegos con concentraciones crecientes de sal realizados la semana previa al comienzo del estrés. En sequía también se observó un aumento en las tasas de emisión de monoterpenos en T0 (no significativo), ya que la hidratación de las plantas DC se realizó inmediatamente antes del inicio de las mediciones, mientras que las plantas DS no se habían regado durante los tres días previos debido a la necesidad de asegurar una CRH del suelo del 20% para su posterior mantenimiento. Ormeño y col. (2007) observaron un efecto positivo de la sequía sobre las emisiones de monoterpenos de *P. halepensis* durante los primeros días de estrés y Nogués y col. (2015) observaron el mismo comportamiento en plantas de romero. Tomescu y col. (2017) reportaron inducción de emisiones de monoterpenos en *Solanum lycopersicum* estresado por salinidad. Los depósitos de almacenamiento de terpenos tienen la capacidad de proporcionar una respuesta rápida al estrés (Byron y col., 2022) al liberar los compuestos almacenados a la atmósfera sin necesidad de nueva síntesis y desacoplados de la fotosíntesis. El

aumento de las emisiones de monoterpenos puede atribuirse a diversos factores: aumento de la temperatura por disminución de la evaporación asociada al cierre de los estomas y uso de fuentes alternativas de C en lugar del fotosintetizado para la producción de terpenos (Ormeño y col., 2007). La expresión de la monoterpeno sintasa está sujeta a regulación por condiciones de sequía y salinidad (Radwan y col., 2017).

Las emisiones de monoterpenos fueron menores que las de las plantas control en T15 y T30 en ambos estreses, aunque solo fueron significativas en sequía para monoterpenos no oxigenados en T30 a pesar de las reducciones sustanciales en A y gs observadas en ambos casos. La MANOVA de dos vías realizada para explorar los efectos combinados del compost y el tratamiento (sequía o salinidad) sobre las emisiones de monoterpenos oxigenados o no oxigenados en T30 demostró que: en sequía los monoterpenos no oxigenados cambiaron significativamente con el tratamiento y con la interacción compost x tratamiento, mientras, los monoterpenos oxigenados cambiaron solo con la interacción compost x tratamiento; en salinidad no se encontraron diferencias en relación con el compost y/o el tratamiento.

Las respuestas tempranas al estrés hídrico y salino son semejantes en gran medida (Munns, 2002) y ambas inducen un déficit hídrico fisiológico, aunque en caso de estrés salino prolongado se observan efectos tóxicos directos (Chaves y col., 2009). En este estudio, los efectos de sequía y estrés salino en relación con los parámetros de intercambio gaseoso y emisiones de monoterpenos son similares, aunque hemos observado una correlación positiva entre el RWC de las hojas y la emisión de monoterpenos oxigenados y la emisión de monoterpenos no oxigenados en T30 de ambos experimentos, considerando todos los datos excepto la emisión de plantas UP. La emisión de monoterpenos de las plantas de UP bajo estrés por sequía no fue significativamente diferente a la observada bajo condiciones de riego normal ($22,29 \pm 5,14$ y $12,34 \pm 5,07$, respectivamente), aunque, la presencia de sequía junto con alta CE en el compost, han potenciado la emisión de monoterpenos, probablemente debido a un aumento de la temperatura tras el cierre de los estomas, una mejora de las monoterpeno sintasas o la utilización de fuentes alternativas de carbono. Yani y col. (1993) observaron una disminución sustancial de las emisiones de monoterpenos en *Cupressus sempervirens* tras un período prolongado de sequía, así como Nogués y col. (2015) en monoterpenos no oxigenados, aunque los monoterpenos oxigenados mostraron un aumento atribuido a la volatilización acumulada inducida por la temperatura que osciló entre 23,8 °C al inicio del experimento y 33,6 °C al final.

Durante el experimento, las emisiones de monoterpenos no cambiaron en función del tipo de compost o el contenido de P y N de las hojas, aunque ambos elementos son necesarios para la síntesis de terpenos y hubo un efecto de interacción significativo entre el compost y el estrés.

El N y el P son esenciales para la síntesis de terpenoides (Bustamante y col., 2020). Algunos autores han reportado una falta de correlación entre las emisiones de monoterpenos y las concentraciones foliares de N o P para diferentes especies (Blanch y col., 2007), aunque Ormeño y col. (2009) demostraron una correlación positiva entre la fertilización con N y las emisiones de terpenos en *Rosmarinus officinalis*, cuando se daban condiciones óptimas de N en el suelo. En nuestro estudio se encontraron niveles

de N foliar superiores a los encontrados por estos autores. Ormeño y col. (2009) también encontraron una correlación cuando los niveles de P fueron inferiores al 0,13 %, con valores superiores no observaron esa relación. Los niveles de P foliar en este estudio fueron siempre superiores al 0,14 %.

Índices de reflectancia

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) es utilizado por su capacidad de resumir diversas propiedades de la vegetación en información simplificada sobre el estrés vegetal (Huang y col., 2021), aunque no puede considerarse un índice universalmente efectivo y, en este estudio, se combina con otro índice estructural, el Índice de Relación de Absorción de Clorofila Modificada (MCARI1), además de con índices de clorofila (Índice de Absorción de Clorofila Transformada en Reflectancia - TCARI) y carotenoides (Índice de Reflectancia de Carotenoides, CRI; Índice de Reflectancia Fotoquímica, PRI e Índice de Reflectancia de Senescencia de Plantas, PSRI) para obtener información sobre la composición de los pigmentos y la actividad fotosintética (Gitelson y col., 2017). La MANOVA de dos vías realizada para determinar los efectos combinados del tipo de compost y el estrés hídrico sobre los diferentes índices reveló efectos significativos tanto para el tipo de compost como para el estrés, aunque la interacción entre el compost utilizado y el estrés aplicado no fue significativa, lo que sugiere una influencia no combinada de ambos factores. El estrés por sequía aumentó el PSRI y el TCARI, mientras que disminuyó el NDVI, el PRI, el CRI y el MCARI1, lo que demuestra sensibilidad a la sequía y su potencial como indicadores efectivos del estrés por sequía en plantas de romero. Se observó que el PRI y el PSRI exhibieron una mayor respuesta al estrés hídrico en comparación con otros índices, lo que demuestra que PRI es fiable para medir la actividad del ciclo de las xantofilas que se relaciona con la eficiencia fotosintética del uso de la luz en las plantas (Coops y col., 2010) y PSRI como sensor de la relación entre el contenido de carotenoides y clorofila y la fase de senescencia del desarrollo de la planta (Merzlyak y col., 1999). Zhou y col. (2021) observaron un cambio en el PRI debido sequía en cítricos y Suárez y col. (2011) lo utilizaron como indicador de estrés hídrico en huertos de melocotón. Además, PSRI es un buen indicador para determinar los efectos secundarios del estrés hídrico (Struthers y col., 2013).

Las plantas cultivadas en suelos enmendados con compost UP presentaron un TCARI significativamente mayor que las control, lo que podría estar relacionado con los altos valores de capacidad de intercambio catiónico del compost. A pesar de los niveles elevados de N, las plantas UP exhibieron una biomasa menor que el resto de los tratamientos, lo que indica la presencia de un factor adicional (CE alta) que dificultó el crecimiento de las plantas y posiblemente también otras vías metabólicas reflejadas en este índice. Medina (2024) describen un mecanismo de síntesis de solutos para contrarrestar el potencial osmótico de las vacuolas, mejorando la adaptación a ambientes salinos y aumentando el gasto energético de la planta y el consumo de N, lo que explica un cambio en las vías metabólicas que disminuye la síntesis de clorofila en favor de un aumento de solutos y la lucha contra el estrés salino, aunque también debe

considerarse que la interpretación de este índice es compleja en casos de baja área foliar (Liao y col., 2014).

La MANOVA de dos vías para explorar los efectos combinados del compost y el estrés salino en los diferentes índices reveló efectos significativos tanto para el compost como para el estrés y la interacción entre el compost utilizado y estrés aplicado también fue significativa, lo que sugiere una clara influencia combinada de ambos factores en los índices estudiados. El estrés salino disminuyó los valores de los índices PRI y MCARI1. Calzone y col. (2021) observaron una reducción del PRI tras 28 y 35 días de estrés salino en dos cultivares diferentes de granado. Las plantas TI presentaron los valores más altos de NDVI, PRI, CRI y MCARI1 y valores más bajos de PSRI y TCARI que las plantas control, siendo estas variaciones opuestas a las causadas por el estrés hídrico. Aunque no se pueden sacar conclusiones basándose exclusivamente en índices ópticos, este estudio sugiere que las plantas TI toleran mejor el estrés salino en comparación con otras plantas, lo que indica una mejora en los índices de estructura.

5. CONCLUSIONES

5. Conclusiones

Esta tesis se ha centrado en el estudio de los nuevos modelos de compostaje descentralizado, como el compostaje comunitario y el compostaje urbano descentralizado, para la gestión de la fracción orgánica de los residuos municipales. Para ello, se ha realizado una evaluación completa, desde la caracterización de los materiales iniciales utilizados como ingredientes en cada proceso de compostaje, como de los materiales obtenidos durante el proceso y de los compost finales. Además, se realizó un seguimiento del desarrollo de cada proceso y una validación agronómica basada en el uso de los compost como enmiendas orgánicas, estudiando su potencial uso como alternativa a los fertilizantes inorgánicos, para la mejora de la calidad y fertilidad de los suelos contribuyendo así a la mitigación del cambio climático y la adaptación de las plantas frente a diferentes estreses abióticos.

Los resultados obtenidos durante el desarrollo de los diferentes bloques experimentales que configuran esta tesis han permitido obtener las siguientes conclusiones en línea con los objetivos marcados:

- Los residuos orgánicos municipales gestionados en los nuevos escenarios de compostaje presentaron propiedades óptimas para un buen desarrollo del proceso, así como ausencia de potenciales riesgos de tipo químico tanto para la salud humana como para el medio ambiente. En este sentido, los nuevos modelos de compostaje abren la posibilidad de gestionar este tipo de residuos en un entorno de economía circular de cercanía adaptada a las peculiaridades de cada zona y conforme a las exigencias de las nuevas normativas de gestión.
- Los procesos de compostaje desarrollados en este estudio bajo el modelo de **compostaje comunitario** para la gestión de la fracción orgánica procedente de la recogida selectiva de los residuos municipales, junto con los restos de poda urbana, permiten considerar este modelo de compostaje como un método óptimo de gestión y valorización en el marco de la economía circular.
- Los ejemplos de gestión **comunitaria** estudiados (Islas y CaMPuSTAJE) han evidenciado la capacidad de este tipo de gestión de proximidad para la obtención de compost maduros y estables, con características físico-químicas y químicas óptimas para su uso como enmienda orgánica en agricultura y ausencia de riesgos sanitarios y ambientales, sin presencia de patógenos ni elementos potencialmente tóxicos.
- La evaluación del desarrollo de los procesos de compostaje en el modelo de **compostaje urbano descentralizado** en plantas de pequeño tamaño, ha demostrado que la gestión de la fracción orgánica de los residuos municipales

recogida separadamente, restos de poda y material recirculado permite obtener compost finales con capacidad fertilizante y características físico-químicas, químicas y biológicas compatibles con su uso en agricultura, sin causar riesgos a nivel sanitario y/o medioambiental.

- En general, la evaluación de los diferentes ciclos en todos los modelos descentralizados estudiados mostró una notable uniformidad y similitud entre los procesos, así como una importante homogeneidad en la calidad de los composts finales obtenidos lo que garantiza la reproducibilidad y efectividad de los nuevos modelos descentralizados.
- La aplicación del método propuesto para clasificar los compost obtenidos en el modelo de plantas descentralizadas según diferentes índices de control de calidad establecidos previamente (Fertilizing and Clean indices) o los diseñados en base a una nueva metodología (Maturity and Pathogen indices) podría ayudar a evaluar y comparar de una forma más rápida la calidad de los compost producidos en nuevos escenarios de compostaje.
- El estudio de **validación en mesocosmos** de los compost procedentes de los modelos descentralizados ha demostrado una adecuada tasa de mineralización de nitrógeno, con una liberación progresiva en el tiempo de este nutriente que facilita su disponibilidad en el desarrollo de los cultivos y evita pérdidas en el sistema suelo-planta que puedan suponer un riesgo medioambiental.
- El estudio de las **emisiones de gases de efecto invernadero** (GEIs) en el ensayo de mesocosmos permitió observar que el uso de compost procedentes de compostaje comunitario y compostaje urbano descentralizado como enmienda orgánica de suelos en general, no produjo un aumento desmesurado de las emisiones GEIs tras su aplicación. Sin embargo, es interesante realizar estudios de emisión de GEIs como complemento para determinar la madurez y estabilidad de este tipo de materiales, con el fin de evitar posibles efectos adversos sobre el medioambiente.
- La **validación agronómica** de los compost de los modelos descentralizados en un cultivo de lechuga durante dos ciclos confirmó que el uso de estos compost constituye una alternativa adecuada y sostenible a la fertilización mineral tradicional en la producción de lechuga, obteniendo, en general, rendimientos similares y mostrando un doble efecto positivo tanto en la producción como en la calidad del cultivo. Adicionalmente, la aplicación de estos compost comparada con la fertilización mineral contribuyó a mejorar las propiedades del suelo mostrando beneficios como el aumento de la materia orgánica y el contenido en nutrientes.

- La validación del uso de compost de los modelos descentralizados para incrementar la resistencia de las plantas a los estreses abióticos inducidos por sequía y salinidad determinó que los compost del modelo comunitario indujeron una mayor tolerancia de la planta a ambos tipos de estrés (salino e hídrico), mientras que la ineficacia de los compost del modelo de plantas descentralizadas dependió de sus características (contenido de sustancias húmicas y conductividad eléctrica).
- Ambos tipos de estrés provocaron un aumento inicial en la emisión de monoterpenos, así como una reducción en la fotosíntesis. Sin embargo, los diferentes índices de reflectancia estudiados (NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI y MCARI1) solo se vieron afectados por el impacto de la sequía, siendo más relevante en el caso de aplicación de compost con una alta conductividad eléctrica, que probablemente provocaron un descenso en la síntesis de clorofila.

De manera general, los nuevos modelos de compostaje abren la posibilidad de gestionar residuos en un entorno de economía circular de cercanía adaptada a las peculiaridades de cada zona y conforme a las exigencias de las nuevas normativas de gestión. Los resultados obtenidos han confirmado la consistencia y eficacia de este tratamiento biológico en los nuevos escenarios de compostaje. Por lo tanto, es de especial importancia la implementación de criterios orientados a estandarizar este enfoque de gestión descentralizada de los residuos, reduciendo los impactos asociados a su gestión tradicional, y aportando beneficios ambientales en el marco de la economía circular.

Finalmente, el uso agronómico de los compost procedentes de los modelos descentralizados supone una fuente de nutrientes para los cultivos y de materia orgánica para el suelo, pudiendo constituir una alternativa viable a los fertilizantes químicos reduciendo costes y potenciales impactos, mejorando las propiedades del suelo sin efectos negativos sobre el rendimiento y calidad del cultivo e incluso pudiendo incrementar su resistencia a estreses abióticos, contribuyendo así la circularidad y sostenibilidad de los entornos agrícolas.

Conclusions

This thesis has focused on the study of new decentralized composting models, such as community composting and decentralized urban composting, for the management of the organic fraction of municipal waste. To this end, a comprehensive assessment has been carried out, from the characterisation of the initial materials used as ingredients in each composting process, to the materials obtained during the process and the final compost. In addition, the development of each process was monitored and an agronomic validation was carried out based on the use of compost as organic amendments, studying its potential use as an alternative to inorganic fertilizers for improving soil quality and fertility, thus contributing to climate change mitigation and plant adaptation to different abiotic stresses.

The results obtained during the development of the different experimental blocks that make up this thesis have led to the following conclusions in line with the objectives set:

→ The municipal organic waste managed in the new composting scenarios presented optimal properties for the proper development of the process, as well as the absence of potential chemical risks to both human health and the environment. In this sense, the new composting models open up the possibility of managing this type of waste in a local circular economy environment adapted to the peculiarities of each area and in accordance with the requirements of the new management regulations.

→ The composting processes developed in this study under the community composting model for the management of the organic fraction from the selective collection of municipal waste, together with urban pruning waste, allow this composting model to be considered an optimal method of management and recovery within the framework of the circular economy.

→ The community management examples studied (Islas and CaMPuSTAJE) have demonstrated the capacity of this type of local management to obtain mature and stable compost, with optimal physical-chemical and chemical characteristics for use as an organic amendment in agriculture and without health and environmental risks, with no presence of pathogens or potentially toxic elements.

→ The evaluation of the development of composting processes in the decentralized urban composting model in small plants has shown that the management of the organic fraction of separately collected municipal waste, pruning waste and recirculated material allows for the production of final compost with fertilizing capacity and physical-chemical, chemical and biological characteristics compatible with its use in agriculture, without causing health and/or environmental risks.

→ In general, the evaluation of the different cycles in all the decentralized models studied showed remarkable uniformity and similarity between the processes, as well as significant homogeneity in the quality of the final compost obtained, which guarantees the reproducibility and effectiveness of the new decentralized models.

→ The application of the proposed method for classifying the compost obtained in the decentralized plant model according to different pre-established quality control indices (Fertilising and Clean indices) or those designed based on a new methodology (Maturity and Pathogen indices) could help to evaluate and compare more quickly the quality of the compost produced in new composting scenarios.

→ The mesocosm validation study of compost from decentralized models has demonstrated an adequate nitrogen mineralisation rate, with a progressive release of this nutrient over time, which facilitates its availability for crop development and prevents losses in the soil-plant system that could pose an environmental risk.

→ The study of greenhouse gas (GHG) emissions in the mesocosm trial showed that the use of compost from community composting and decentralized urban composting as an organic soil amendment in general did not produce an excessive increase in GHG emissions after application. However, it is interesting to carry out GHG emission studies as a complement to determine the maturity and stability of this type of material, in order to avoid possible adverse effects on the environment.

→ The agronomic validation of decentralized compost models in a lettuce crop over two cycles confirmed that the use of these composts is a suitable and sustainable alternative to traditional mineral fertilization in lettuce production, generally obtaining similar yields and showing a double positive effect on both crop production and quality. In addition, the application of these composts compared to mineral fertilization contributed to improving soil properties, showing benefits such as increased organic matter and nutrient content.

→ The validation of the use of compost from decentralized models to increase plant resistance to abiotic stresses induced by drought and salinity determined that compost from the community model induced greater plant tolerance to both types of stress (saline and water), while the ineffectiveness of the decentralized plant model composts depended on their characteristics (humic substance content and electrical conductivity).

→ Both types of stress caused an initial increase in monoterpene emission, as well as a reduction in photosynthesis. However, the different reflectance indices studied (NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1) were only affected by the impact of drought, which was more relevant in the case of compost with high electrical conductivity, which probably caused a decrease in chlorophyll synthesis.

In general, the new composting models open up the possibility of managing waste in a local circular economy adapted to the specific characteristics of each area and in accordance with the requirements of the new management regulations. The results obtained have confirmed the consistency and effectiveness of this biological treatment in the new composting scenarios. Therefore, it is particularly important to implement criteria aimed at standardising this decentralized waste management approach, reducing the impacts associated with traditional waste management and providing environmental benefits within the framework of the circular economy.

Finally, the agronomic use of compost from decentralized models provides a source of nutrients for crops and organic matter for the soil, and can be a viable alternative to chemical fertilizers, reducing costs and potential impacts, improving soil properties without negative effects on crop yield and quality, and even increasing their resistance to abiotic stresses, thus contributing to the circularity and sustainability of agricultural environments.

Conclusioni

Questa tesi si è concentrata sullo studio dei nuovi modelli di compostaggio decentralizzato, come il compostaggio comunitario e il compostaggio urbano decentralizzato, per la gestione della frazione organica dei rifiuti urbani. A tal fine, è stata effettuata una valutazione completa, dalla caratterizzazione dei materiali iniziali utilizzati come ingredienti in ciascun processo di compostaggio, ai materiali ottenuti durante il processo e ai compost finali. Inoltre, è stato effettuato un monitoraggio dello sviluppo di ciascun processo e una validazione agronomica basata sull'uso dei compost come ammendanti organici, studiandone il potenziale utilizzo come alternativa ai fertilizzanti inorganici, per il miglioramento della qualità e della fertilità dei suoli, contribuendo così alla mitigazione dei cambiamenti climatici e all'adattamento delle piante a diversi stress abiotici.

I risultati ottenuti durante lo sviluppo dei diversi blocchi sperimentali che compongono questa tesi hanno permesso di trarre le seguenti conclusioni in linea con gli obiettivi prefissati:

→ I rifiuti organici urbani gestiti nei nuovi scenari di compostaggio hanno presentato proprietà ottimali per un buon sviluppo del processo, nonché l'assenza di potenziali rischi di tipo chimico sia per la salute umana che per l'ambiente. In questo senso, i nuovi modelli di compostaggio aprono la possibilità di gestire questo tipo di rifiuti in un contesto di economia circolare di prossimità adattato alle peculiarità di ciascuna zona e conforme alle esigenze delle nuove normative di gestione.

→ I processi di compostaggio sviluppati in questo studio secondo il modello di compostaggio comunitario per la gestione della frazione organica proveniente dalla raccolta differenziata dei rifiuti urbani, insieme ai residui di potatura urbana, consentono di considerare questo modello di compostaggio come un metodo ottimale di gestione e valorizzazione nell'ambito dell'economia circolare.

→ Gli esempi di gestione comunitaria studiati (Islas e CaMPuSTAJE) hanno dimostrato la capacità di questo tipo di gestione di prossimità di ottenere compost maturi e stabili, con caratteristiche fisico-chimiche e chimiche ottimali per il loro utilizzo come ammendante organico in agricoltura e in assenza di rischi sanitari e ambientali, senza presenza di agenti patogeni o elementi potenzialmente tossici.

→ La valutazione dello sviluppo dei processi di compostaggio nel modello di compostaggio urbano decentralizzato in impianti di piccole dimensioni ha dimostrato che la gestione della frazione organica dei rifiuti urbani raccolti separatamente, dei residui di potatura e del materiale riciclato consente di ottenere compost finali con

capacità fertilizzante e caratteristiche fisico-chimiche, chimiche e biologiche compatibili con il loro utilizzo in agricoltura, senza causare rischi a livello sanitario e/o ambientale.

→ In generale, la valutazione dei diversi cicli in tutti i modelli decentralizzati studiati ha mostrato una notevole uniformità e somiglianza tra i processi, nonché un'importante omogeneità nella qualità dei compost finali ottenuti, il che garantisce la riproducibilità e l'efficacia dei nuovi modelli decentralizzati.

→ L'applicazione del metodo proposto per classificare i compost ottenuti nel modello di impianti decentralizzati in base a diversi indici di controllo della qualità precedentemente stabiliti (indici Fertilizing e Clean) o quelli progettati sulla base di una nuova metodologia (indici Maturity e Pathogen) potrebbe aiutare a valutare e confrontare più rapidamente la qualità dei compost prodotti in nuovi scenari di compostaggio.

→ Lo studio di validazione in mesocosmi dei compost provenienti dai modelli decentralizzati ha dimostrato un adeguato tasso di mineralizzazione dell'azoto, con un rilascio progressivo nel tempo di questo nutriente che ne facilita la disponibilità nello sviluppo delle colture ed evita perdite nel sistema suolo-pianta che potrebbero comportare un rischio ambientale.

→ Lo studio delle emissioni di gas serra (GHG) nella prova in mesocosmi ha permesso di osservare che l'uso di compost provenienti dal compostaggio comunitario e dal compostaggio urbano decentralizzato come ammendante organico dei suoli in generale non ha prodotto un aumento eccessivo delle emissioni di GHG dopo la loro applicazione. Tuttavia, è interessante condurre studi sulle emissioni di GEI come complemento per determinare la maturità e la stabilità di questo tipo di materiali, al fine di evitare possibili effetti negativi sull'ambiente.

→ La convalida agronomica dei compost dei modelli decentralizzati in una coltivazione di lattuga durante due cicli ha confermato che l'uso di questi compost costituisce un'alternativa adeguata e sostenibile alla fertilizzazione minerale tradizionale nella produzione di lattuga, ottenendo, in generale, rese simili e mostrando un doppio effetto positivo sia sulla produzione che sulla qualità del raccolto. Inoltre, l'applicazione di questi compost rispetto alla fertilizzazione minerale ha contribuito a migliorare le proprietà del suolo, mostrando benefici quali l'aumento della materia organica e del contenuto di nutrienti.

→ La convalida dell'uso del compost dei modelli decentralizzati per aumentare la resistenza delle piante agli stress abiotici indotti dalla siccità e dalla salinità ha determinato che i compost del modello comunitario hanno indotto una maggiore tolleranza della pianta a entrambi i tipi di stress (salino e idrico), mentre l'inefficacia dei

compost del modello decentralizzato dipendeva dalle loro caratteristiche (contenuto di sostanze umiche e conduttività elettrica).

→ Entrambi i tipi di stress hanno provocato un aumento iniziale dell'emissione di monoterpeni, nonché una riduzione della fotosintesi. Tuttavia, i diversi indici di riflettanza studiati (NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI e MCARI1) sono stati influenzati solo dall'impatto della siccità, che è stato più rilevante nel caso dell'applicazione di compost con un'elevata conduttività elettrica, che ha probabilmente provocato una diminuzione della sintesi di clorofilla.

In generale, i nuovi modelli di compostaggio aprono la possibilità di gestire i rifiuti in un contesto di economia circolare di prossimità adattato alle peculiarità di ciascuna zona e conforme alle esigenze delle nuove normative di gestione. I risultati ottenuti hanno confermato la consistenza e l'efficacia di questo trattamento biologico nei nuovi scenari di compostaggio. È quindi particolarmente importante l'implementazione di criteri volti a standardizzare questo approccio di gestione decentralizzata dei rifiuti, riducendo gli impatti associati alla loro gestione tradizionale e apportando benefici ambientali nel quadro dell'economia circolare.

Infine, l'uso agronomico dei compost provenienti dai modelli decentralizzati costituisce una fonte di nutrienti per le colture e di materia organica per il suolo, potendo costituire una valida alternativa ai fertilizzanti chimici, riducendo i costi e i potenziali impatti, migliorando le proprietà del suolo senza effetti negativi sulla resa e sulla qualità delle colture e potendo persino aumentarne la resistenza agli stress abiotici, contribuendo così alla circolarità e alla sostenibilità degli ambienti agricoli.

6. PERSPECTIVAS DE FUTURO

6. Perspectivas de futuro

El principal objetivo de este trabajo era el estudio de los nuevos modelos de compostaje descentralizado de los residuos orgánicos municipales, principalmente biorresiduos, desde la perspectiva de la economía circular y centrado en la caracterización de materiales iniciales y compost obtenidos, estudio de los diferentes procesos de compostaje y uso agronómico de los compost. A pesar de los avances actuales alcanzados por la sociedad, el campo de estudio de esta tesis presenta importantes retos y oportunidades de desarrollo futuras. Además, durante la elaboración de este trabajo, he sido consciente de las debilidades de nuestro sistema actual de gestión de residuos orgánicos y por ello, a continuación, me gustaría detallar algunos puntos clave en los que trabajar en un futuro.



Figura 13. Mapa conceptual de las perspectivas de futuro en compostaje descentralizado. Fuente: elaboración propia (2025).

En primer lugar, es importante destacar la falta de establecimiento de la recogida selectiva de residuos en muchos municipios a nivel nacional. Ya no solo de los residuos orgánicos, sino del resto de fracciones que componen los residuos municipales y que resultan ser un importante flujo de materia prima desperdiciada. En lo que se refiere a la fracción orgánica, generalmente la encontramos junto con la fracción resto, lo que dificulta o impide su compostaje. Además, como sea mencionado, la Ley 7/2022 establecía la obligación de establecer la recogida separada de los biorresiduos de origen doméstico antes del 30 de junio de 2022 en localidades con poblaciones superiores a 5000 habitantes y antes del 31 de diciembre de 2023 en el resto de las poblaciones. Por lo tanto, es evidente el incumplimiento que se está dando en cuanto a la gestión de biorresiduos y la falta de concienciación que existe. En este sentido, es importante en un futuro cercano trabajar para aumentar la recogida separada mediante el diseño de políticas públicas que obliguen y apoyen la implantación de sistemas de recogida separada, facilitar la integración del compostaje en las políticas que incentiven el avance hacia la economía circular, así como realizar campañas de sensibilización y educación ambiental a la ciudadanía sobre la importancia de la separación en origen. Además, podría resultar interesante establecer incentivos fiscales, programas de colaboración o subvenciones capaces de promover la implantación y el uso de este tipo de instalaciones.

Por otro lado, hay que destacar la falta de estandarización del proceso de compostaje cuando este se realiza a pequeña escala. Existen muchos métodos y ejemplos de éxito en iniciativas de compostaje a pequeña escala, pero no hay unas directrices claras en cuanto a la operación, evaluación del proceso y calidad del producto final, lo que ha propiciado la realización de este estudio. En este sentido, como se ha demostrado en este trabajo, es importante promocionar estos modelos de compostaje descentralizado como solución a pequeña escala y aumentar la participación ciudadana tanto en la separación de residuos como en el propio tratamiento, así como el apoyo técnico y la financiación, para incentivar el avance en sostenibilidad. Sin embargo, la necesidad de una normativa técnica nacional específica para sistemas de compostaje descentralizado que definan los parámetros estándar que facilitan el seguimiento y establezca la necesidad de control de cada proceso (temperaturas, humedad, tiempos de cada fase, etc.) es de vital importancia. Además, es importante un avance en la unificación de criterios en todos los niveles: autonómico, nacional y europeo.

En la actualidad, el control del proceso de compostaje y la evaluación del compost final obtenido requiere tiempo, esfuerzo y recursos tanto económicos como humanos. En este sentido, sería interesante la creación de un sistema nacional de monitoreo de instalaciones digital, que permita estudiar la trazabilidad del compost con la finalidad de saber dónde, qué y cuanto se está compostando, así como las características de ese compost y su uso final. El uso de sensores y sistemas de monitoreo del proceso en tiempo real, así como el desarrollo de indicadores rápidos, fáciles y simples que permitan definir la calidad del compost, serían algunos de los retos a futuros. Los avances actuales en nuevas tecnologías y el desarrollo de la inteligencia artificial (IA) y el *machine learning* se presentan como una herramienta que podría optimizar el

compostaje mediante el diseño de estrategias de gestión adaptadas y la predicción de procesos por el uso de bases de datos históricas y de calidad, lo que permitiría reducir los costes económicos en todos los sentidos, realizar un control exhaustivo de cada proceso de compostaje y favorecer la toma de decisiones cuando se presentan complicaciones/incidencias.

Como ya se ha comentado, la implantación de sistemas de recogida y gestión separada de biorresiduos mediante la creación de zonas de compostaje descentralizado contribuye a la gestión sostenible de los residuos. Pero no solamente eso, sino que se presenta como una posibilidad de desarrollo local capaz de generar nuevos empleos no solo como técnicos de control o de operación del proceso *in situ*, sino que podría aumentar la formación y capacitación técnica mediante programas de formación específicos y la creación de certificaciones que acreditan esos conocimientos adquiridos. Además, estos sistemas de gestión a pequeña escala son capaces de incentivar el emprendimiento en zonas rurales reactivando tanto el empleo como la economía local.

Por otra parte, la expansión de los sistemas de gestión de residuos descentralizados a otros sectores productivos está tomando forma. Por ejemplo, el agrocompostaje centrado en la gestión de residuos orgánicos de los sistemas agrícolas, permite el uso directo del compost en las explotaciones agrícolas, contribuyendo al cierre del círculo de economía circular fomentando la independencia del agricultor y la reducción de la huella de carbono de las explotaciones al reducir el transporte de residuos y disminuir el gasto de insumos inorgánicos. Sin embargo, la falta de formación de los agricultores junto con la falta de normativa que regule este modelo descentralizado puede causar efectos indeseados asociados a la aplicación de un material como estabilizado o higienizado. En este sentido, el desarrollo de tecnologías de control del proceso y facilitar el acceso a la formación en compostaje descentralizado es uno de los caminos a explorar en el futuro, para permitir la expansión de este modelo a otros procesos productivos.

Como ya se ha mencionado en este trabajo, la aplicación de compost en el suelo es generalmente beneficiosa al mejorar la retención de agua, la estructura y la microbiota, en otros. Sin embargo, los efectos varían en función del tipo de suelo, la finalidad de la aplicación (aporte de nutrientes a los cultivos, mejora de las condiciones edáficas, etc.), las condiciones climáticas de la zona donde sea aplicado y las prácticas agrícolas que se estén llevando a cabo o se hayan llevado a cabo en un tiempo anterior. En este sentido, es interesante diseñar protocolos de ensayo de aplicación de compost en diferentes suelos, con diferentes tipos de cultivo y bajo diferentes condiciones edafoclimáticas. También resulta interesante ampliar los periodos de estudio, mediante el diseño de estudios de aplicación a largo plazo que permitan estudiar los efectos de una aplicación acumulada de compost en el tiempo. Sin embargo, desarrollar este tipo de iniciativas requiere la colaboración de diferentes actores (universidades, agricultores, cooperativas, centros de investigación).

Por último, podría ser interesante realizar estudios de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) en los sistemas de gestión descentralizada de residuos. Esta metodología permite hacer un

balance medioambiental completo del proceso, desde las materias primas hasta el compost final, para cuantificar el impacto ambiental total de los nuevos modelos de compostaje. Con este análisis, se podrían identificar los puntos débiles del proceso, para establecer una optimización y mejora continua que permita minimizar el impacto ambiental asociado a estos nuevos escenarios.

7. REFERENCIAS

7. Referencias

- Acosta-Motos, J. R., Ortuño, M. F., Bernal-Vicente, A., Diaz-Vivancos, P., Sanchez-Blanco, M. J., & Hernandez, J. A. 2017. Plant responses to salt stress: Adaptive mechanisms. In *Agronomy* (Vol. 7, Issue 1). <https://doi.org/10.3390/agronomy7010018>
- AEACSV. 2017. Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos. Beneficios de la Agricultura de Conservación en un entorno de Cambio Climático. DOI:[10.13140/RG.2.2.15083.75043](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15083.75043)
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., & Gimeno, B. S. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003>
- Alromian, F. M. 2020. Effect of type of compost and application rate on growth and quality of lettuce plant. *Journal of Plant Nutrition*, 2797–2809. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1793185>
- Álvarez-Alonso, C., Clemente, R., & Bernal, M. P. 2022. Carbon and Nitrogen Mineralisation in Soils and Nutrient Efficiency of Digestates from Fruit and Vegetable Wastes. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(4), 4473–4486. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01049-7>
- Alves, D., Villar, I., Mato, S. 2023. Community composting strategies for biowaste treatment: methodology, bulking agent and compost quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(7), 9873–9885. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25564-x>
- Aly, M. K. A., Mohamed, R., & Hassan. 2024. Scientific Journal of Agricultural Sciences Alleviation of Irrigation Water Salinity Effect on Rosmarinus officinalis by Humic Acid. <https://doi.org/10.21608/sjas.20>
- Anduaem, A., Wato, T., Asfaw, A., & Urgi, G. 2024. Improving Primary Nutrients (NPK) Use Efficiency for the Sustainable Production and Productivity of Cereal Crops: A Compressive Review. *Journal of Agriculture Sustainability and Environment*, 3(1), 1–28. <https://doi.org/10.56556/jase.v3i1.833>
- ARC. 2016. Agencia de Residuos de Cataluña. Guía práctica para el diseño y la explotación de plantas de compostaje. https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/form/GuiaPC_web_ES.pdf
- Arif, Y., Singh, P., Siddiqui, H., Bajguz, A., & Hayat, S. 2020. Salinity induced physiological and biochemical changes in plants: An omic approach towards salt stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry*, 156, 64–77. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.08.042>

- Ashraf, M., & Harris, P. J. C. 2004. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant Science*, 166(1), 3–16. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2003.10.024>
- 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(7), 1349. <https://doi.org/10.3390/agronomy11071349>
- Atiyeh, R. M., Edwards, C. A., Subler, S., & Metzger, J. D. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology*, 78(1), 11–20. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00172-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00172-3)
- Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Khan, J., Bundela, P. S., Wong, J. W. C., & Selvam, A. 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresource Technology*, 168, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.048>
- Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., & Odeyemi, O. 2020. Waste management through composting: Challenges and potentials. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 12, Issue 11). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- Baligar, V.C.; Fageria, N. K.; He, Z. L. 2001. Nutrient use efficiency in plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32(7–8), 921–950. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104098>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. 2017. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In *Advances in Agronomy* (Vol. 144, pp. 143–233). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Biddlestone, A.J. y Gray, K.R. 1991. Aerobic processing of solid organic wastes for the production of a peat alternative: a review. *Process. Biochem.*, 26, 275–279.
- Bishop, P.L., Godfrey, C. 1983. Nitrogen transformation during sewage composting. *BioCycle* 24, 34–39.
- Blanch, J. S., Peñuelas, J., & Llusià, J. 2007. Sensitivity of terpene emissions to drought and fertilization in terpene-storing *Pinus halepensis* and non-storing *Quercus ilex*. *Physiologia Plantarum*, 131(2), 211–225. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2007.00944.x>

- Blanco, C., & Martínez, J. P. 2019. Nutrición nitrogenada en lechuga para condiciones de cultivo en campo. Santiago: Boletín INIA - Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2019, 406, 22-32. Disponible en <https://hdl.handle.net/20.500.14001/6811>
- BOE. 2010. Real Decreto 865/2010, de 2 de julio, sobre sustratos de cultivo. Boletín Oficial del Estado, 170, 61831 - 61859. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2010-11153.
- BOE. 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, N° 164: 51119-51207. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2013-7540>
- BOE. 2022. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado, 85. <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con>.
- BOE. 2023. Real Decreto 529/2023, de 20 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Off. Estado N° 164, 51119-51207. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/06/20/529>
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Ho, C. S., & Ho, W. S. 2018. The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. Journal of Cleaner Production, 172, 1545–1558. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.199>
- Bouchtaoui, E. M., Haouas, A., Dababat, A. A., Lahlali, R., Benali, A., Fahr, M., Smouni, A., Azim, K., Liu, Z., Li, J., & Mokri, F. 2024. Exploring mechanisms of compost-mediated suppression of plant pathogens: A critical review. Applied Soil Ecology, 203. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105644>
- Bremner, J. M. & Britebeck, G. A. 1983. A simple method for determination of ammonium in semimicro-Kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. Commun. Soil Sci. Plan., 14 (10): 905-913.
- Bremner, J. M., & Keeney, D. R. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Analytica Chimica Acta, 32, 485–495. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88973-4](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88973-4)
- Brinton Jr., W. F. & Evans, E. 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *BioCycle*. 36, 1–16.
- Bruni, C., Akyol, C., Cipolletta, G., Eusebi, A. L., Caniani, D., Masi, S., Colon, J., & Fatone, F. 2020. Decentralized community composting: Past, present and future aspects of Italy. In Sustainability (Switzerland) (Vol. 12, Issue 8). MDPI. <https://doi.org/10.3390/SU12083319>
- Bustamante, M. A., Pérez-Murcia, M. D., Paredes, C., Moral, R., Pérez-Espinosa, A., & Moreno-Caselles, J. 2007. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil

- amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology*, 98(17), 3269–3277. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.013>
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P., & Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4), 551–557. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.03.030>
- Bustamante, M. A., Said-Pullicino, D., Paredes, C., Cecilia, J. A., & Moral, R. 2010. Influences of winery-distillery waste compost stability and soil type on soil carbon dynamics in amended soils. *Waste Management*, 30(10), 1966–1975. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.012>
- 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1–2), 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.014>
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P. 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy* 43, 26-35.
- Bustamante, M. Á., Michelozzi, M., Caracciolo, A. B., Grenni, P., Verbokkem, J., Geerdink, P., Safi, C., & Nogues, I. 2020. Effects of soil fertilization on terpenoids and other carbon-based secondary metabolites in *rosmarinus officinalis* plants: A comparative study. *Plants*, 9(7), 1–19. <https://doi.org/10.3390/plants9070830>
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Orden, L., Pérez-Murcia, M. D., Andreu-Rodríguez, F. J., Martínez-Sabater, E., Pérez-Espinosa, A., Sáez, J. A., & Moral, R. 2025. Uses of Compost. In *Composting: Fundamentals and Recent Advances*. (pp. 246–291). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781837673650-00246>
- Byron, J., Kreuzwieser, J., Purser, G., van Haren, J., Ladd, S. N., Meredith, L. K., Werner, C., & Williams, J. 2022. Chiral monoterpenes reveal forest emission mechanisms and drought responses. *Nature*, 609(7926), 307–312. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05020-5>
- Campos-Rodrigues, L., Puig-Ventosa, I., López, M., Martínez, F. X., Ruiz, A. G., & Bertrán, T. G. 2020. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119601. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119601>
- Canaleta, A. 2005. Planta de compostaje del Parque de Tecnologías Ambientales de Mallorca. *Sistemas Dinámicos cerrados. II Congreso sobre Residuos Biodegradables y Compost*. 20-21. ISRCER. Sevilla.

- CEN EN 13039:1999; Soil Improvers and Growing Media-Determination of Organic Matter and Ash. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium, 1999.
- Cestonaro, T., de Vasconcelos Barros, R. T., & de Matos, A. T. 2022. Municipal composting facility: Is it possible to produce a compost that complies with legislation over time? *Environmental Technology and Innovation*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102342>
- Chau, T. T. M., Someya, T., Akao, S., Nakamura, M., Oritate, F., Somura, H., Yamane, S., & Maeda, M. 2023. Greenhouse gas emissions from agricultural soil amended with kitchen compost of varying ages. *Soil Science and Plant Nutrition*, 69(2), 137–147. <https://doi.org/10.1080/00380768.2022.2160622>
- Chau, T. T. M., Someya, T., Akao, S., Nakamura, M., Oritate, F., Somura, H., Yamane, S., & Maeda, M. 2024. Emissions of CO₂ and CH₄ from Agricultural Soil with Kitchen Compost at Different Temperatures. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01919-2>
- Chaves, M. M., Flexas, J., & Pinheiro, C. 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: Regulation mechanisms from whole plant to cell. In *Annals of Botany* (Vol. 103, Issue 4, pp. 551–560). <https://doi.org/10.1093/aob/mcn125>
- Chavez-Rico, V. S., Bodelier, P. L. E., van Eekert, M., Sechi, V., Veeken, A., & Buisman, C. 2022. Producing organic amendments: Physicochemical changes in biowaste used in anaerobic digestion, composting, and fermentation. *Waste Management*, 149, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.005>
- Chen, Y., & Aviad, T. 2015. Effects of Humic Substances on Plant Growth. In *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings* (pp. 161–186). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/1990.humicsubstances.c7>
- Chica Pérez A., García Morales J.L. 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Madrid: Mundi Prensa Libros; 2008. pp. 141-64.
- Choi, S., Harvey, J. T., & Leskovar, D. I. 2024. Solid humic substance enhanced spinach abiotic stress tolerance under combined drought, salinity, and daily heat stress. *Plant Stress*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100544>
- Clarke, B. O., & Smith, S. R. 2011. Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*, 37(1), 226–247. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.06.004>
- Comisión Europea. 2008. *Libro Verde sobre la gestión de los Biorresiduos en la UE*. [https://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com\(2008\)0811 /com_com\(2008\)0811 es.pdf](https://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com(2008)0811 /com_com(2008)0811 es.pdf)

- Coops, N. C., Hilker, T., Hall, F. G., Nichol, C. J., & Drolet, G. G. 2010. Estimation of light-use efficiency of terrestrial ecosystems from space: A status report. *BioScience*, 60(10), 788–797. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.10.5>
- Cordovil, C. M. d. S., Cabral, F., & Coutinho, J. 2007. Potential mineralization of nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. *Bioresource Technology*, 98(17), 3265–3268. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.014>
- Costa, F., García C., Hernández, T. y Polo, A. 1991. *Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización*. Ed.: CSIC-CEBAS. Murcia.
- de Corato, U. 2020. Disease-suppressive compost enhances natural soil suppressiveness against soil-borne plant pathogens: A critical review. *Rhizosphere*, 13, 100192. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2020.100192>
- Diacono, M., & Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(2), 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- DIN EN 12176:1998; Characterization of Sludge—Determination of pH Value. Deutsches Institut für Normung: Berlin, Germany, 1998.
- DOGVA. 2022. Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de la Generalitat, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunitat Valenciana. *Diari Of. General*. Valencia. 2022, 9482, 64009–64096.
- Du, S., Zhang, M., Zhang, S., Wen, X., Wang, Y., & Wu, D. 2024. Evaluation of the Quality of Products from Multiple Industrial-scale Composting Treatment Facilities for Kitchen Waste and Exploration of Influencing Factors. *Environmental Research*, 119899. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119899>
- Duan, Q., Kleiber, A., Jansen, K., Junker, L. V., Kammerer, B., Han, G., Zimmer, I., Rennenberg, H., Schnitzler, J. P., Ensminger, I., Gessler, A., & Kreuzwieser, J. F. 2019. Effects of elevated growth temperature and enhanced atmospheric vapour pressure deficit on needle and root terpenoid contents of two Douglas fir provenances. *Environmental and Experimental Botany*, 166, 103819. <https://doi.org/10.1016/J.ENVEXPBOT.2019.103819>
- Duong, T. T. T., Verma, S. L., Penfold, C., & Marschner, P. 2013. Nutrient release from composts into the surrounding soil. *Geoderma*, 195–196, 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.11.010>
- Egene, C. E., Regelink, I., Sigurnjak, I., Adani, F., Tack, F. M. G., & Meers, E. 2022. Greenhouse gas emissions from a sandy loam soil amended with digestate-derived biobased fertilisers – A microcosm study. *Appl Soil Ecol*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104577>
- el Fels, L., Hafidi, M., & Ouhdouch, Y. 2016. *Artemia salina* as a new index for assessment of acute cytotoxicity during co-composting of sewage sludge and lignocellulose

- waste. Waste Management, 50, 194–200. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.002>
- Esparza, I., Jiménez-Moreno, N., Bimbela, F., Ancín-Azpilicueta, C., & Gandía, L. M. 2020. Fruit and vegetable waste management: Conventional and emerging approaches. In Journal of Environmental Management (Vol. 265). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110510>
- EU. 2017. Towards a circular economy-Waste management in the EU. Disponible en <https://www.europarl.europa.eu>
- EU. 2018. Directive 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste. Off. J. EU 2018, L 150, 109.
- EU. 2019. Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertiliser products, amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and re-pealing Regulation (EC) No 2003/2003. Off. J. Eur. Union 2019, L 170, 1.
- Eurostat. 2025. Municipal waste down by second consecutive year. Disponible en: <https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-eurostat-news/w/ddn-20250213-1>
- Ezugworie, F. N., Okeh, O. C., & Onwosi, C. O. 2023. Reducing compost phytotoxicity during co-composting of poultry litter, vegetable waste, and corn stalk: mixture experimental design approach. International Journal of Environmental Science and Technology, 20(3), 2699–2712. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04161-4>
- FCQAO. 1994. Federal Compost Quality Assurance Organization. Method Books for the Analysis of Compost; University of Essen: Duisburg, Germany.
- Fertile Auro. 2019. Guía práctica para la implementación del compostaje comunitario como alternativa para la gestión local de los biorresiduos. Disponible en: www.fearesiduos.com
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., & Bonmatí, X. 2001. Digestión anaerobia de purines de cerdo y co-digestión con residuos de la industria alimentaria.
- Formica, V., Leoni, F., Duce, C., González-Rivera, J., Onor, M., Guarnaccia, P., Carlesi, S., & Bàrberi, P. 2024. Controlled drought stress affects rosemary essential oil composition with minimal impact on biomass yield. Industrial Crops and Products, 221, 119315. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.119315>
- Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. 2008. Solid waste management by composting: State of the art. In Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 38 (5), 311–400. <https://doi.org/10.1080/10643380701413633>

- García-López, A. M., & Horta, C. 2022. Effects of compost on lettuce (*Lactuca sativa*) yield and soil biochemical properties Efectos de compost sobre el rendimiento de lechuga y propiedades bioquímicas del suelo. *Revista de Ciências Agrárias*, 4, 356–360. <https://doi.org/10.19084/rca.28488>
- García-Rodríguez, J., Ranilla, M. J., France, J., Alaiz-Moretón, H., Carro, M. D., & López, S. 2019. Chemical composition, in vitro digestibility and rumen fermentation kinetics of agro-industrial by-products. *Animals*, 9(11). <https://doi.org/10.3390/ani9110861>
- Gao, X., Yang, F., Yan, Z., Zhao, J., Li, S., Nghiem, L., Li, G., Luo, W. 2022. Humification and maturation of kitchen waste during indoor composting by individual households. *Sci Total Environ.* 2022 Mar 25;814:152509. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152509.
- Geisseler, D., Miller, K., Santiago, S., & Abou Najm, M. 2024. The multi-faceted relationship between nitrogen mineralization and soil texture. *Soil Sci Soc Am J*, 88 (5), 1792-1807. <https://doi.org/10.1002/saj2.20728>
- Girón-Rojas, C., Gil, E., Garcia-Ruiz, A., Iglesias, N., & López, M. 2020. Assessment of biowaste composting process for industrial support tool development through macro data approach. *Waste Management*, 105, 364–372. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.019>
- Gitelson, A. A., Gamon, J. A., & Solovchenko, A. 2017. Multiple drivers of seasonal change in PRI: Implications for photosynthesis 1. Leaf level. *Remote Sensing of Environment*, 191, 110–116. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2016.12.014>
- Goldan, E., Nedeff, V., Barsan, N., Culea, M., Panainte-Lehadus, M., Mosnegutu, E., Tomozei, C., Chitimus, D., & Irimia, O. 2023. Assessment of Manure Compost Used as Soil Amendment—A Review. *Processes*, 11(4), 1167. <https://doi.org/10.3390/pr11041167>
- Golueke, C.G. 1981. Principles of biological resource recovery. *BioCycle*, 22, 36-40.
- Gómez, M. E., Ferreyroa, G. v., Salazar, M. J., Pignata, M. L., & Rodriguez, J. H. 2024. Effect of biosolid compost amended on Pb availability in soils cultivated with lettuce. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21(4), 4251–4264. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05281-1>
- Gómez-López, M. D., el Bied, O., Beltrá, J. C., Yanardağ, İ. H., Gómez, C., Faz, Á., & Zornoza, R. 2022. Strategies for the Sustainable Management of the Organic Fraction of Municipal Waste. *Applied Sciences*, 12(19), 9400. <https://doi.org/10.3390/app12199400>
- Guidoni, L. L. C., Marques, R. V., Moncks, R. B., Botelho, F. T., da Paz, M. F., Corrêa, L. B., & Corrêa, É. K. 2018. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. *Journal of Environmental Management*, 207, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.031>

- Hadar, Y., & Papadopoulou, K. K. 2012. Suppressive composts: microbial ecology links between abiotic environments and healthy plants. *Annual review of phytopathology*, 50, 133–153. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-081211-172914>
- Harada, Y., & Inoko, A. 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition*, 26(1), 127–134. <https://doi.org/10.1080/00380768.1980.10433219>
- Huang, P. M., Li, Y., & Sumner, M. E. 2011. *Handbook of Soil Sciences Environmental Impacts. Resource management and environmental impacts*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2011; pp. 620–645.
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. 2021. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Martínez-Farré, F. X., Valero, J., & López, M. 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresource Technology*, 101(3), 995–1001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.096>
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Angeles Bustamante, M., & 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 Safety and Environmental Protection*, 116, 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.012>
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V. 1991. Composting of domestic refuse and sewage sludge. I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation exchange capacity. *Resour Conserv Recy* 6(1),45–60.
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V. 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 38(4), 331–343. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90154-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90154-4)
- IPCC. 2022. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Mitigation of Climate Change. URL: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-3/>
- Jakubus, M., & Spsychalski, W. 2022. Evaluation of Agricultural Value of Composts Prepared from Municipal Biowastes in Different Conditions of Composting Process. *Agronomy*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/agronomy12061438>
- Jamaladdeen, R., Coudour, B., Dédaldéchamp, F., Lemée, L., Thibault, F., Garo, J. P., & Wang, H. Y. 2023. Influence of combined hydric and thermal stresses on *Rosmarinus officinalis* and *Cistus albidus*. *International Journal of Wildland Fire*, 2023(6). <https://doi.org/10.1071/WF22146i>

- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D. B., Gavilanes-Terán, I., & Moral, R. 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. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Jayara, A. S., Kumar, R., Pandey, P., Singh, S., Shukla, A., Singh, A. P., Pandey, S., Meena, R. L., & Reddy, K. I. 2023. Boosting nutrient use efficiency through fertilizer use management. *Applied Ecology and Environmental Research*, 21(4), 2931–2952. https://doi.org/10.15666/aeer/2104_29312952
- Kamanga, R. M., Matuntha, I., Chawanda, G., Mtaya, J., Chasweka, T., Dzimbiri, C., Stevens, J., Nyasulu, M., Chiwasa, H., Sefasi, A., Mwale, V. M., & Chimungu, J. 2024. Exploration of Agronomic Efficacy and Drought Amelioration Ability of Municipal Solid Waste-Derived Co-Compost on Lettuce and Maize. In *Sustainability* 2024, 16, 10548. <https://doi.org/10.20944/preprints202406.1008.v1>
- Khalid, I., Nadeem, A., Ahmed, R., & Husnain, A. 2014. Conjunctive and mineralization impact of municipal solid waste compost and inorganic fertilizer on lysimeter and pot studies. *Environmental Technology*, 35(4), 487–498. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.833641>
- Kibler, K. M., Reinhart, D., Hawkins, C., Motlagh, A. M., & Wright, J. 2018. Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives. In *Waste Management* (Vol. 74, pp. 52–62). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.014>
- Kiehl, F. J., 1985. *Fertilizantes orgánicos*. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo. Brazil; 492 pp.
- Kim, E. Y., Hong, Y. K., Lee, C. H., Oh, T. K., & Kim, S. C. 2018. Effect of organic compost manufactured with vegetable waste on nutrient supply and phytotoxicity. *Applied Biological Chemistry*, 61(5), 509–521. <https://doi.org/10.1007/s13765-018-0386-0>
- Khorasani, H., Rajabzadeh, F., Mozafari, H., & Pirbalouti, A. G. 2023. Water deficit stress impairment of morphophysiological and phytochemical traits of Stevia (Stevia rebaudiana Bertoni) buffered by humic acid application. *S Afr J Bot*, 154, 365–371. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2023.01.030>
- Kupper, T., Bucheli, T. D., Brändli, R. C., Ortelli, D., & Edder, P. 2008. Dissipation of pesticides during composting and anaerobic digestion of source-separated organic waste at full-scale plants. *Bioresource Technology*, 99(17), 7988–7994. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.052>

- Ladha, J. K., Pathak, H., Krupnik, T. J., Six, J., & van Kessel, C. 2005. Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. *Advances in Agronomy*, 87, 85–156. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)87003-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)87003-8)
- 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(1), 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.011>
- Lax, A., Roig, A., & Costa, F. 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. In *Plant and Soil*, 1986, vol. 94, 349-355.
- Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. 2013. Experimental and modelling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247–1257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>
- Li, Y., Xue, Z., Li, S., Sun, X., & Hao, D. 2023. Prediction of composting maturity and identification of critical parameters for green waste compost using machine learning. *Bioresource Technology*, 385, 129444. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129444>
- Liao, Q. H., Zhang, D. Y., Wang, J. H., Yang, G. J., Yang, H., Craig, C., Wong, Z., & Wang, D. C. 2014. Assessment of chlorophyll content using a new vegetation index based on multi-angular hyperspectral image data. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 34(6), 1599–1604. [https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593\(2014\)06-1599-06](https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593(2014)06-1599-06)
- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Bui, X. T., & Ngo, H. H. 2022. Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. In *Bioengineered* (Vol. 13, Issue 1, pp. 1073–1089). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017624>
- Liu, J., Shen, Y., Ding, J., Luo, W., Zhou, H., Cheng, H., Wang, H., Zhang, X., Wang, J., Xu, P., Cheng, Q., Ma, S., & Chen, K. 2023. High oil content inhibits humification in food waste composting by affecting microbial community succession and organic matter degradation. *Bioresource Technology*, 376. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128832>
- MAGRAMA. 2013. Gestión de Biorresiduos de competencia municipal. Guía para implementar la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/guia-para-implantacion-recogida-separada-gestion-biorresiduos-competencia-municipal.html>
- Mandal, P., Chaturvedi, M. K., Bassin, J. K., Vaidya, A. N., & Gupta, R. K. 2014. Qualitative assessment of municipal solid waste compost by indexing method. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3(4), 133–139. <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0075-x>

- Mapama. 2018. Iniciativa 4 por mil: El carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/4por1000_tcm30-438109.pdf
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S. A., Himanshu, H., & Stoberneck, N. 2020. Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>
- Medina, A., Vassilev, N., Alguacil, M., Roldán, A., Azcón, R. 2004. Increased plant growth, nutrient uptake, and soil enzymatic activities in a desertified Mediterranean soil amended with treated residues and inoculated with native mycorrhizal fungi and a plant growth-promoting yeast. *Soil Sci.*, 169, 260–270. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000126840.65846.02>
- Medina, E., Paredes, C., Bustamante, M. A., Moral, R., & Moreno-Caselles, J. 2012. Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate. *Geoderma*, 173–174, 152–161. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.011>
- Medina, E. 2024. Principios de ecofisiología vegetal. Ediciones IVIC, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Caracas, Venezuela. 414 Pp.
- Meena, M. D., Yadav, R. K., Narjary, B., Yadav, G., Jat, H. S., Sheoran, P., Meena, M. K., Antil, R. S., Meena, B. L., Singh, H. v., Singh Meena, V., Rai, P. K., Ghosh, A., & Moharana, P. C. 2019. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. *Waste Management*, 84, 38–53. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.020>
- Merzlyak, M. N., Gitelson, A. A., Chivkunova, O. B., & Rakitin, V. Y. 1999. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiologia Plantarum*, 106(1), 135–141. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x>
- Miguel, N., López, A., Jojoa-Sierra, S. D., Fernández, J., Gómez, J., & Ormad, M. P. 2022. Physico-Chemical and Microbiological Control of the Composting Process of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A Pilot-Scale Experience. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(23), 15449. <https://doi.org/10.3390/ijerph192315449>
- Mira-Urios, M. Á., Sáez, J. A., Orden, L., Marhuenda-Egea, F. C., Andreu-Rodríguez, F. J., Toribio, A. J., Agulló, E., López, M. J., & Moral, R. 2025. Composting of Olive Mill Wastewater Sludge Using a Combination of Multiple Strategies: Assessment of Improvement in Biodegradability, GHG Emissions, and Characteristics of the End Product. *Agronomy*, 15(4), 808. <https://doi.org/10.3390/agronomy15040808>

- MITERD. 2022. Memoria anual de generación y gestión de residuos de competencia municipal 2022. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/sgecoci/residuos-municipales/Memoria%20anual%20de%20generaci%C3%B3n%20y%20gesti%C3%B3n%20de%20residuos%202022.pdf>
- Monllor, P., Zemzmi, J., Muelas, R., Roca, A., Sendra, E., Romero, G., & Díaz, J. R. 2023. Long-Term Feeding of Dairy Goats with 40% Artichoke by-Product Silage Preserves Milk Yield, Nutritional Composition and Animal Health Status. *Animals*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/ani13223585>
- Moreno Casco, J.M., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso. En: *Compostaje*, (Eds) Moreno, J. y Moral, R, pp 111-140. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Muelas, R., Romero, G., Díaz, J. R., Monllor, P., Fernández-López, J., Viuda-Martos, M., Cano-Lamadrid, M., & Sendra, E. 2022. Quality and Functional Parameters of Fermented Milk Obtained from Goat Milk Fed with Broccoli and Artichoke Plant By-Products. *Foods*, 11(17). <https://doi.org/10.3390/foods11172601>
- Mushtaq, M., Iqbal, M. K., Khalid, A., & Khan, R. A. 2019. Humification of poultry waste and rice husk using additives and its application. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(1), 15–22. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0224-8>
- Naher, U. A., Sarkar, M. I. U., Jahan, A., & Biswas, J. C. 2018. Co-Composting Urban Waste, Plant Residues, and Rock Phosphate: Biochemical Characterization and Evaluation of Compost Maturity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(6), 751–762. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1435799>
- Nannipieri, P., Trasar-Cepeda, C., & Dick, R. P. 2018. Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. *Biology and Fertility of Soils*, 54(1), 11–19. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1245-6>
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Garcia, D. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioresource Technology*, 44, 203-207. doi:10.1016/0960-8524(93)90153-3.
- Nogués, I., Muzzini, V., Loreto, F., & Bustamante, M. A. 2015. Drought and soil amendment effects on monoterpene emission in rosemary plants. *Science of the Total Environment*, 538, 768–778. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.080>
- OECC. 2022. Mitigación del Cambio Climático. Guía Resumida del Sexto Informe de Evaluación del IPCC. Grupo de trabajo III. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid. Basado en materiales contenidos en el IPCC AR6 Climate Change 2022: Mitigation of

- Climate Change. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/el-proceso-internacional-de-lucha-contra-el-cambio-climatico/ipcc-guia-resumida-gt3-mitigacion-ar6_tcm30-549165.pdf
- OCDE 208. 2006. OECD Guidelines for the testing of chemicals Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. (2006). URL: https://www.oecd.org/en/publications/test-no-208-terrestrial-plant-test-seedling-emergence-and-seedling-growth-test_9789264070066-en.html
- Orden, L., Iocoli, G. A., Bustamante, M. Á., Moral, R., & Rodríguez, R. A. 2022. Nutrient Release Dynamics in Argentinean Pampean Soils Amended with Composts under Laboratory Conditions. *Agronomy*, 12(4). <https://doi.org/10.3390/agronomy12040795>
- Ormeño, E., Mévy, J. P., Vila, B., Bousquet-Mélou, A., Greff, S., Bonin, G., & Fernandez, C. 2007. Water deficit stress induces different monoterpene and sesquiterpene emission changes in Mediterranean species. Relationship between terpene emissions and plant water potential. *Chemosphere*, 67(2), 276–284. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.10.029>
- Ormeño, E., Olivier, R., Mévy, J. P., Baldy, V., & Fernandez, C. 2009. Compost may affect volatile and semi-volatile plant emissions through nitrogen supply and chlorophyll fluorescence. *Chemosphere*, 77(1), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.014>
- Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. v., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., & Sanchez, A. 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034>
- Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., & Sánchez, A. 2019. Co-composting of Green Waste Mixed with Unprocessed and Processed Food Waste: Influence on the Composting Process and Product Quality. *Waste and Biomass Valorization*, 10(1), 63–74. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0047-2>
- Panaretou, V., Vakalis, S., Ntolka, A., Sotiropoulos, A., Moustakas, K., Malamis, D., & Loizidou, M. 2019. Assessing the alteration of physicochemical characteristics in composted organic waste in a prototype decentralized composting facility. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20), 20232–20247. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05307-7>
- Paradelo Núñez, R., Teresa Barral, M., & Paradelo, R. 2011. A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator Dynamic Soil, Dynamic Plant A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator. <https://www.researchgate.net/publication/340620319>

- Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A. And Cegarra, J. 2001. Effects of olive mil wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation*, 12, 225- 234.
- Paredes, C., Medina, E., Bustamante, M. A., & Moral, R. 2016. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use and Management*, 32(4), 487–494. <https://doi.org/10.1111/sum.12304>
- Parihar, P., & Choudhary, R. 2022. Quality Assessment of Composts from different Organic sources. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1084(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1084/1/012070>
- Patrignani, A., & Ochsner, T. E. 2015. Canopeo: A powerful new tool for measuring fractional green canopy cover. *Agronomy Journal*, 107(6), 2312–2320. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0150>
- Penuelas, J., & Llusla, J. 1997. Effects of carbon dioxide, water supply, and seasonality on terpene content and emission by *rosmarinus officinalis*. *Journal of Chemical Ecology*, 23(4).
- Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. Á., Orden, L., Rubio, R., Agulló, E., Carbonell-Barrachina, Á. A., & Moral, R. 2021. Use of agri-food composts in almond organic production: Effects on soil and fruit quality. *Agronomy*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/agronomy11030536>
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., & Zorzi, G. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 21(2), 129–143. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(97\)00032-3](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(97)00032-3)
- Policastro, G., & Cesaro, A. 2023. Composting of Organic Solid Waste of Municipal Origin: The Role of Research in Enhancing Its Sustainability. In *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1). <https://doi.org/10.3390/ijerph20010312>
- Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., & Zhang, Z. 2014. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Management*, 34(2), 530–535. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.007>
- Radwan, A., Kleinwächter, M., & Selmar, D. 2017. Impact of drought stress on specialised metabolism: Biosynthesis and the expression of monoterpene synthases in sage (*Salvia officinalis*). *Phytochemistry*, 141, 20–26. <https://doi.org/10.1016/J.PHYTOCHEM.2017.05.005>
- Raichura, A., McCartney, D. 2006. Composting of municipal biosolids: effect of bulking agent particle size on operating performance. *J. Environ. Eng. Sci.* 5, 235–241.

- Rahman, S. U., Yousaf, S., Ilyas, M., Su, Y., Riaz, M., Benazir, S., Sheringal, B. U., Ditta, A., University, B., Ayub, S. G. 2023. Comparative study of differently composted organic fraction of municipal solid waste: Insights from physicochemical analysis. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3065595/v1>
- Ramírez-Malule, H., Quiñones-Murillo, D. H., & Manotas-Duque, D. 2020. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging Contaminants*, 6, 179–193. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001>
- Reis, M., Coelho, L., Beltrão, J., Domingos, I., & Moura, M. 2014. Comparative effects of inorganic and organic compost fertilization on lettuce (*Lactuca sativa* L.). *International Journal of Energy and Environment*, vol. 8, pp 137 – 146.
- Roletto, E., Chiono, R., & Barberist, E. 1985. Investigation on Humic Matter from Decomposing Poplar Bark. In *Agricultural Wastes* (Vol. 12).
- Romaniuk, R. I., Venece, M., Cosentino, V. R. N., Alvarez, C. R., Ciarlo, E. A., Korsakov, H. R., Steinbach, H. S., & Lupi, A. M. 2021. Dynamic of soil labile carbon in forest systems of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden in the Argentinean Mesopotamia. *Bosque*, 42(3), 343–351. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002021000300343>
- Sadeghi, S., Nafez, A. H., Nikaeen, M., Mohammadi, F., Tady, D. J., & Hatamzadeh, M. 2023. Microbial indicators in municipal solid waste compost and their fate after land application of compost. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 21(1), 85–92. <https://doi.org/10.1007/s40201-022-00841-y>
- Sáez, J. A., Clemente, R., Bustamante, M. Á., Yañez, D., & Bernal, M. P. 2017. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm – Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management*, 192, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.040>
- Saha, J. K., Panwar, N., & Singh, M. V. 2010. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indices. *Waste Management*, 30(2), 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.041>
- Sánchez, A. 2022. Decentralized Composting of Food Waste: A Perspective on Scientific Knowledge. *Frontiers in Chemical Engineering*, 4. <https://doi.org/10.3389/fceng.2022.850308>
- Sharifi, M., Phillips, L., & Zintel, S. 2021. Surface-applied organic amendments modify soil biological activity down the soil profile of an irrigated vineyard. *Acta Horticulturae*, 1314, 487–498. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2021.1314.60>
- 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). <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>

- Shammas, N. K., & Wang, L. K. 2007. Biosolids Composting. Biosolids Treatment Processes, 645–687. https://doi.org/10.1007/978-1-59259-996-7_21
- Sharma, A., Ganguly, R., & Gupta, A. K. 2019. Spectral characterization and quality assessment of organic compost for agricultural purposes. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 8(2), 197–213. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0233-7>
- Sharma, S.; Kant, A.; Sevda, S.; Aminabhavi, T.M.; Garlapati, V.K. 2023. A waste-based circular economy approach for phycoremediation of X-ray developer solution. Environ. Pollut. 2023, 316, 120530.
- Siedt, M., Schäffer, A., Smith, K. E. C., Nabel, M., Roß-Nickoll, M., & van Dongen, J. T. 2021. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. Science of the Total Environment, 751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141607>
- Sláviková, M., Bäreková, A., Tátošová, L., & Ducsay, L. 2022. Phytotoxicity Testing of Composts from Biodegradable Municipal Waste. Journal of Ecological Engineering, 23(12), 83–88. <https://doi.org/10.12911/22998993/154774>
- Smith, B. 2009. Onions and Other Alliums. 2nd edition. By J. L. Brewster. Wallingford, UK: CABI (2008), pp. 432. Experimental Agriculture, 45(1), 130–130. <https://doi.org/10.1017/S0014479708007199>
- Soliva, M. y López, M. 2004. Formación de técnicos para el tratamiento y gestión de lodos de depuradora. Valsain. CENEAM/MIMAM. URL: https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/81510/Altres3_Calidad+del+compost+influencia+del+tipo+de+material+tratado+y+delas+condiciones+del+procesopdf/80b5b931-0521-426b-a733-6be0ac2d3a68
- Soudek, P., Langhansová, L., Dvořáková, M., Revutska, A., Petrová, Hirnerová, A., Bouček, 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. Science of the Total Environment, 914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169914>
- Storino, F., Plana, R., Usanos, M., Morales, D., Aparicio-Tejo, P. M., Muro, J., & Irigoyen, I. 2018. 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, 10(3). <https://doi.org/10.3390/su10030690>
- Struthers, R., Farifteh, J., Swennen, R., & Coppin, P. 2013. Original Article Physiological and Spectral Response to Water Stress Induced by Regulated Deficit Irrigation on Pear Trees. Applied Remote Sensing Journal

- Suárez, L., Zarco-Tejada, P. J., Berni, J. A. J., González-Dugo, V., & Fereres, E. 2011. Orchard water stress detection using high-resolution imagery. *Acta Horticulturae*, 922, 35–39. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2011.922.3>
- Temegne, N. C., Liégui, G. S., Sandeu, K. D. B., Fomekong, K. M., Mbadia, K. N. S., Eyenga, M. S. M., & Youmbi, E. 2024. Manure-based composts influence soil quality after lettuce (*Lactuca sativa* L.) production. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2024.08.005>
- Tong, B., Wang, X., Wang, S., Ma, L., & Ma, W. 2019. Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. *Bioresource Technology*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122046>
- Tomescu, D., Șumălan, R., Copolovici, L., & Copolovici, D. 2017. The influence of soil salinity on volatile organic compounds emission and photosynthetic parameters of *Solanum lycopersicum* L. varieties. *Open Life Sciences*, 12(1), 135–142. <https://doi.org/10.1515/biol-2017-0016>
- Tounekti, T., Vadel, A. M., Bedoui, A., & Khemira, H. 2008. NaCl stress affects growth and essential oil composition in rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.). *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 83(2), 267–273. <https://doi.org/10.1080/14620316.2008.11512379>
- Tounekti, T., Vadel, A. M., Oñate, M., Khemira, H., & Munné-Bosch, S. 2011. Salt-induced oxidative stress in rosemary plants: Damage or protection? *Environ Exp Bot*, 71(2), 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.12.016>
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D., & Nicolardot, B. 2000. Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3), 918–926. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643918x>
- Tyagi, V.K., Fdez-Güelfo, L.A., Zhou, Y., Álvarez-Gallego, C.J., Garcia, L.I.R., Ng, W.J., 2018. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): progress and challenges. *Renew Sustain Energy Rev* 93:380–399. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>
- Valifard, M., Mohsenzadeh, S., Kholdebarin, B., Rowshan, V., Niazi, A., & Moghadam, A. 2019. Effect of salt stress on terpenoid biosynthesis in *Salvia mirzayanii*: from gene to metabolite. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 94(3), 389–399. <https://doi.org/10.1080/14620316.2018.1505443>
- van Raamsdonk, L. W. D., Meijer, N., Gerrits, E. W. J., & Appel, M. J. 2023. New approaches for safe use of food by-products and biowaste in the feed production chain. In *Journal of Cleaner Production*, 388. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.135954>

- Vasileva, V., Dinev, N., Mitova, V., Katsarova, A., & Hristova, M. 2023. Impact of Compost Application Rate on Lettuce Plant Growth and Soil Agrochemical Status. *Agric. Conspec. Sci.* 88(3), 187-192.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>
- Vico, A., Sáez, J. A., Pérez-Murcia, M. D., Martínez-Tomé, J., Andreu-Rodríguez, J., Agulló, E., Bustamante, M. A., Sanz-Cobena, A., & Moral, R. 2020. Production of spinach in intensive Mediterranean horticultural systems can be sustained by organic-based fertilizers without yield penalties and with low environmental impacts. *Agricultural Systems*, 178, 102765. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102765>
- Villar-Comesaña, I., Alves, D., Mato, S., Romero, X. M., & Varela, B. 2017. Decentralized Composting of Organic Waste in a European Rural Region: A Case Study in Allariz (Galicia, Spain). In *Solid Waste Management in Rural Areas*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.69555>
- Wang, Y., Tang, Y., Li, M., & Yuan, Z. 2021. Aeration rate improves the compost quality of food waste and promotes the decomposition of toxic materials in leachate by changing the bacterial community. *Bioresource Technology*, 340, 125716. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125716>
- Wang, G., Yang, Y., Kong, Y., Ma, R., Yuan, J., & Li, G. 2022a. Key factors affecting seed germination in phytotoxicity tests during sheep manure composting with carbon additives. *Journal of Hazardous Materials*, 421. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126809>
- Wang, J., Chen, X., Zhang, S., Wang, Y., Shao, X., & Wu, D. 2022b. Analysis of raw materials and products characteristics from composting and anaerobic digestion in rural areas. *Journal of Cleaner Production*, 338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130455>
- Wang, H., Liu, Z., Wang, X., Zhang, L., Wu, X., Li, S., Cao, Y., & Ma, L. 2024a. Precision co-composting of multi-source organic solid wastes provide a sustainable waste management strategy with high eco-efficiency: a life cycle assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32320-2>
- Wang, Z., Nie, T., Lu, D., Zhang, P., Li, J., Li, F., Zhang, Z., Chen, P., Jiang, L., Dai, C., & Waller, P. M. 2024b. Effects of Different Irrigation Management and Nitrogen Rate on Sorghum (*Sorghum bicolor* L.) Growth, Yield and Soil Nitrogen Accumulation with Drip Irrigation. *Agronomy*, 14(1). <https://doi.org/10.3390/agronomy14010215>

- Wu, L., Ma, L. Q., & Martínez, G. A. 2000. Comparison of Methods for Evaluating Stability and Maturity of Biosolids Compost. *Journal of Environmental Quality*, 29(2), 424–429. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900020008x>
- Zaman, B., Hardyanti, N., Purwono, & Ramadan, B. S. 2022. An innovative thermal composter to accelerate food waste decomposition at the household level. *Bioresource Technology Reports*, 19. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101203>
- Zandalinas, S. I., Mittler, R., Balfagón, D., Arbona, V., & Gómez-Cadenas, A. 2018. Plant adaptations to the combination of drought and high temperatures. *Physiologia Plantarum*, 162(1), 2–12. <https://doi.org/10.1111/ppl.12540>
- Zapata-González, D. A., Trujillo-González, J. M., Torres-Mora, M. A., González-Santamaria, D., & Jiménez-Ballesta, R. 2023. Assessment of toxic response of *Lactuca sativa* to compost extracted from agri-food waste. *Int J Recycl Org Waste Agric*, 13(1), 132404–132405. <https://doi.org/10.57647/j.ijrowa.2024.1301.04>
- Zhang, L., & Sun, X. 2016. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 48, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>
- Zhou, J. J., Zhang, Y. H., Han, Z. M., Liu, X. Y., Jian, Y. F., Hu, C. G., & Dian, Y. Y. 2021. Evaluating the performance of hyperspectral leaf reflectance to detect water stress and estimation of photosynthetic capacities. *Remote Sensing*, 13(11), 2160. <https://doi.org/10.3390/rs13112160>
- Zhou, S., Jia, P., Xu, W., Shane Alam, S., & Zhang, Z. 2023. A novel composting system for mitigating ammonia emissions and producing nitrogen-rich organic fertilizer. *Bioresource Technology*, 386. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129455>
- Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., and Bertoldi, M. 1981a. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, 22, 27–29.
- Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. 1981b. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22, 54–57.
- Zucconi, F. y de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: *Compost: Production, Quality and Use*. Ed.: M., de Bertoldi, M.P., Ferranti, P., L'Hermite y F., Zucconi. Elsevier. Barking. pp. 30-50

8. ANEXOS

**8.1. Publicación 1: MUNICIPAL SOLID WASTE
MANAGEMENT IN A DECENTRALIZED COMPOSTING
SCENARIO: ASSESSMENT OF THE PROCESS
REPRODUCIBILITY AND QUALITY OF THE OBTAINED
COMPOSTS. 2024.**

Cristina Álvarez-Alonso, María Dolores Pérez-Murcia, Silvia
Sánchez-Méndez, Encarnación Martínez-Sabater, Ignacio
Irigoyen, Marga López, Isabel Nogués, Concepción Paredes,
Luciano Orden, Ana García-Rández and María Ángeles
Bustamante.

MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN A DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIO: ASSESSMENT OF THE PROCESS REPRODUCIBILITY AND QUALITY OF THE OBTAINED COMPOSTS

Cristina Álvarez-Alonso ¹, María Dolores Pérez-Murcia ¹, Silvia Sánchez-Méndez ¹, Encarnación Martínez-Sabater ¹, Ignacio Irigoyen ², Marga López ³, Isabel Nogués ⁴, Concepción Paredes ¹, Luciano Orden ^{1,5}, Ana García-Ráñez ¹ and María Ángeles Bustamante ^{1,*}

1 Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Spain

2 Department of Agricultural Production, Public University of Navarre (UPNA-NUP), 31006 Pamplona, Spain

3 Department d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Campus del Baix Llobregat, Edifici D4, C. Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Spain

4 Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo, Italy

5 Estación Experimental Agropecuaria INTA Ascasubi (EEA INTA Ascasubi), Ruta 3 Km 794, Hilario Ascasubi 8142, Argentina

* Correspondence: marian.bustamante@umh.es

Abstract: Over the last several years, the models for organic waste management have changed to implement circular economy in the productive cycle. In this context, new scenarios have emerged, where the management of different organic waste streams by composting is conducted with decentralized models that manage organic wastes in a more local way. However, in these new models, the standardization of the process control and of the end-product characteristics is necessary to guarantee the quality and agronomic value of the compost obtained, avoiding potential risks for human health and the environment. Thus, the aim of this work was to study two different scenarios of community composting of the organic fraction of municipal solid waste separately collected in order to guarantee the effectiveness and reproducibility of the composting processes and the quality of the composts obtained. For this, the development of the process and the characteristics of the composts at agronomic, hygienic-sanitary and environmental levels were assessed in real conditions and during three cycles of the process. The results obtained show high similarity among the different composting cycles, indicating an important degree of reproducibility among the processes. In addition, the composts obtained showed a good sanitary quality, absence of phytotoxicity and low contents of potentially toxic elements, which guarantee their use in agriculture without posing any risk to human health and to the environment.

Keywords: community composting; biowaste; organic fertilizer; agronomic quality; heavy metals; pathogens

1. Introduction

Global population growth, economic development and urbanization have led to an increase in resource consumption and, consequently, in waste production, the management of such waste being a universally important issue [1]. As an example, 2010 million tons of municipal solid waste were generated worldwide in 2016, and at least 33% was inadequately managed [2]. In 2050, waste generation is expected to increase to 3400 million tons if no change occurs [3]. Biowaste, which includes the separate collection of municipal solid waste and pruning waste, accounts for a large share of the total waste generation that implies an occupation of space in waste treatment facilities or landfills, where it contributes to the increase of greenhouse gas emissions [4]. In addition, it supposes a waste of resources that can also lead to risks to the environment and human health [5]; therefore, this inadequately managed or unmanaged waste from decades of global economic growth requires urgent action [3]. The progressive implementation of circular economy in the productive cycle is producing a conceptual change on the models for organic waste management, where waste is now beginning to be considered as a resource [6]. For this reason, recovery technologies are recommended instead of conventional technologies (landfill, incineration) because they make it possible to recover valuable components that can be reintroduced into the productive cycle through agriculture [5]. Composting is an organic waste management technique based on the oxidative degradation of organic matter in aerobic conditions; when properly implemented, the process allows for obtaining a final material called compost, which has a high degree of maturity, is stable and humified, has low pathogen content, and can be used in agriculture without any environmental risk associated [7,8]. In this context, the European Union, through Directive 2018/851, established the obligation to collect municipal solid waste separately through different separate collection systems by 31 December 2023 in order to promote recycling and the use of quality secondary raw materials and to achieve a high level of environmental protection [9]. In Spain, the normative 7/2022 transposes the previous Directive and establishes the obligation of new separate collections for biowaste, among others [10]. Therefore, biowaste in Spain must be separated and recycled by biological treatment (composting or anaerobic digestion) at the source. Furthermore, the Autonomous Community of Valencia, by means of Regional normative 5/2022, established specific management measures for biowaste, including its separation and recycling through biological treatment, including treatment at the source through community composting, to obtain quality organic amendments [11]. Thus, new paradigms have appeared, where the treatment of different organic waste fractions by composting, such as those from household waste streams, garden and park waste and remains from fresh product markets (biowaste), is carried out locally using decentralized models, such as community composting [12]. However, currently, there is a lack of standardization concerning the control of the process and of the final product in these new composting scenarios, which is essential to guarantee the agronomic value, degree of stability and maturity, product quality and especially the hygienic conditions of the compost obtained [13] for its use in agriculture. In addition, when the composting process is not properly managed or

controlled, it can induce the proliferation and spread of potentially pathogenic microorganisms, such as *Salmonella* and/or *Listeria* [14,15], as well as hinder seed germination by impeding plant growth [16]. Thus, this work aimed to study and monitor two examples of community composting of the organic fraction selectively collected from municipal solid waste generated in two municipalities located in the Valencian community (Spain) in real conditions and throughout three composting cycles in order to guarantee the efficiency of the composting processes at the community scale to produce a sanitized, stable, humified compost with properties that demonstrate its quality and assure its safe use in agriculture.

2. Materials and Methods

2.1. Composting Procedure

Six composting piles were prepared using the organic fraction from the selective collection of municipal solid waste (OFSMW), which were mainly composed of household waste and came from the municipalities of Fontanars dels Alforins and Carrícola (Valencia, Spain), both with a population of approximately 100 and 1000 inhabitants, respectively. The OFSMW samples were obtained from the fifth container and door-to-door collection systems, from the populations of Fontanars and Carrícola, respectively. Urban pruning waste (UPW) was produced during the maintenance activities of the public green areas of each municipality. In particular, in the case of the composting piles from Carrícola, the urban pruning waste (UPW) also contained approximately 10% (volume:volume) of donkey manure. The main characteristics of these raw materials are summarized in Tables 1 and 2.

Table 1. Main characteristics of the organic wastes used in the three corresponding composting cycles (1, 2 and 3) developed in the municipality of Fontanars (dry weight basis).

	OFSMW1	OFSMW2	OFSMW3	UPW1	UPW2	UPW3
Dry weight (%)	31.8 ± 5.6	27.7 ± 0.6	40.9 ± 7.1	78.6 ± 2.0	68.2 ± 1.6	52.6 ± 1.8
pH	6.5 ± 0.1	6.0 ± 0.0	5.6 ± 0.0	9.0 ± 0.1	6.9 ± 0.1	8.4 ± 0.1
EC (dS/m)	5.5 ± 0.0	6.1 ± 0.1	6.1 ± 0.1	3.3 ± 0.0	1.8 ± 0.0	1.7 ± 0.0
OM (%)	69.1 ± 0.5	75.7 ± 0.6	71.7 ± 1.2	78.2 ± 0.6	63.7 ± 0.6	47.5 ± 0.5
TOC (%)	39.1 ± 0.3	45.8 ± 0.3	44.4 ± 0.3	41.3 ± 0.3	38.8 ± 0.3	31.1 ± 0.2
TN (%)	2.4 ± 0.0	2.9 ± 0.0	3.1 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.1 ± 0.0	1.6 ± 0.0
TOC/TN ratio	16.4 ± 0.1	15.8 ± 0.1	14.5 ± 0.1	41.2 ± 0.8	35.0 ± 0.3	19.8 ± 0.2
P (g/kg)	6.3 ± 0.2	4.4 ± 0.1	9.6 ± 0.1	1.6 ± 0.1	1.0 ± 0.0	6.6 ± 0.1
Fe (mg/kg)	359 ± 7	274 ± 11	1880 ± 16	1315 ± 30	1720 ± 21	1832 ± 41
Cu (mg/kg)	11.3 ± 0.2	9.8 ± 0.1	11.1 ± 0.1	7.6 ± 0.1	9.1 ± 0.1	15.3 ± 0.6
Mn (mg/kg)	32.8 ± 0.3	34.0 ± 0.5	67.1 ± 0.5	53.8 ± 1.4	81.4 ± 0.7	109.9 ± 1.9
Zn (mg/kg)	39.9 ± 0.7	29.1 ± 1.0	44.9 ± 0.6	25.0 ± 0.6	32.2 ± 0.3	45.8 ± 0.4
Cd (mg/kg)	0.64 ± 0.01	0.37 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.13 ± 0.01	0.14 ± 0.01
Cr (mg/kg)	11.1 ± 1.0	9.8 ± 1.4	43.0 ± 1.2	24.2 ± 4.5	26.3 ± 3.7	32.5 ± 2.3

OFSMW: organic fraction of municipal solid waste; UPW: pruning waste; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen. Data values reported as mean value ± standard deviation.

Table 2. Main characteristics of the organic wastes used in the three corresponding composting cycles (4, 5 and 6) developed in the municipality of Carrícola (dry weight basis).

	OFSMW4	OFSMW5	OFSMW6	UPW4	UPW5	UPW6
Dry weight (%)	28.1 ± 3.0	17.7 ± 0.2	42.9 ± 4.0	81.1 ± 0.6	57.8 ± 3.9	69.0 ± 1.0
pH	7.7 ± 0.1	5.3 ± 0.0	5.8 ± 0.0	6.4 ± 0.1	7.1 ± 0.1	6.6 ± 0.1
EC (dS/m)	3.4 ± 0.0	6.0 ± 0.0	6.0 ± 0.0	6.6 ± 0.1	2.7 ± 0.0	1.3 ± 0.0
OM (%)	62.5 ± 0.4	83.7 ± 0.7	77.4 ± 0.6	74.3 ± 0.5	63.0 ± 0.5	76.8 ± 0.6
TOC (%)	35.2 ± 0.3	44.0 ± 0.4	44.8 ± 0.4	41.7 ± 0.4	37.6 ± 0.3	41.1 ± 0.3
TN (%)	1.4 ± 0.0	2.5 ± 0.0	2.6 ± 0.0	2.5 ± 0.0	1.2 ± 0.0	1.6 ± 0.0
TOC/TN ratio	26.0 ± 0.3	17.7 ± 0.1	17.3 ± 0.1	16.9 ± 0.1	32.5 ± 0.3	25.9 ± 0.2
P (g/kg)	6.3 ± 0.3	4.3 ± 0.2	4.8 ± 0.0	3.8 ± 0.1	1.5 ± 0.1	2.0 ± 0.1
Fe (mg/kg)	1838 ± 60	421 ± 3.0	693 ± 5.0	740 ± 16	1254 ± 38	2684 ± 19
Cu (mg/kg)	25.1 ± 0.5	16.2 ± 0.9	15.2 ± 0.1	14.2 ± 0.3	32.0 ± 1.3	14.1 ± 0.2
Mn (mg/kg)	127.8 ± 4.2	44.0 ± 1.2	57.4 ± 0.4	49.3 ± 1.1	101.6 ± 4.9	120.6 ± 1.2
Zn (mg/kg)	39.3 ± 1.7	28.5 ± 2.3	35.0 ± 0.3	35.7 ± 0.8	28.1 ± 1.4	46.8 ± 0.5
Cd (mg/kg)	0.11 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.16 ± 0.01	0.08 ± 0.01	0.11 ± 0.01	0.59 ± 0.34
Cr (mg/kg)	30.8 ± 1.5	17.3 ± 1.9	32.6 ± 0.5	36.6 ± 0.7	22.3 ± 0.8	38.8 ± 0.5

For the abbreviations, see Table 1. Data values reported as mean value ± standard deviation.

The composting heaps were prepared and developed in real conditions at the community composting islands of the Consorcio de Residuos COR-V5 of the municipalities of Fontanars (pile 1, pile 2 and pile 3) and Carrícola (pile 4, pile 5 and pile 6), respectively. These facilities constitute a concrete floor, a system for collecting and storing the leachate produced during the process and an irrigation system. For the preparation of the composting heaps, the corresponding weekly collected OFSMW and the pruning waste (PW) were mixed in a proportion of 1:1 (volume:volume) and deposited in compost bins to control the moisture conditions and minimize odours and lixiviates. After four months of collecting the material in compost bins to assure that the amount of waste was enough to develop the composting process, the bins were removed, the material was homogenized by mechanical turning and the composting heaps were formed. The proportions of the starting materials in the composting mixtures, the weight of each pile (in kg) and their dimensions (in meters in terms of length, width and height) are shown in Table 3.

Table 3. Percentages of starting materials, weight and dimensions of the composting piles (piles 1, 2 and 3 at the municipality of Fontanars; piles 4, 5 and 6, at the municipality of Carrícola).

	OFSMW (%)	UPW (%)	Weight (kg)	Length (m)	Width (m)	Height (m)
Pile 1	84.2	15.8	10,496	12	2.8	1.2
Pile 2	85.8	14.2	6,456	13	2.8	1.3
Pile 3	70.0	30.0	11,021	9.6	2.6	1.2
Pile 4	82.7	17.3	2,663	7.5	2.5	1.4
Pile 5	76.1	23.9	2,277	7.0	2.5	1.4
Pile 6	86.6	13.4	3,075	4.6	2.6	1.0

OFSMW: organic fraction of municipal solid waste; UPW: pruning waste.

The composting heaps were composted in trapezoidal piles by the turned windrow composting system, with mechanical turnings every month until the end of the biooxidative phase. In the case of the Fontanars piles, the processes were developed outdoors, while the Carrícola heaps were conducted in a facility with a roof that protected the piles from rainfall. The moisture in the piles was controlled and adjusted at levels not lower than 40% by irrigation coinciding with every turning. The temperature of the piles was monitored twice a week by direct measurement with a thermometer, in three points of the pile and at two depths. The bio-oxidative phase was considered finished when the temperature of the composting heaps decreased to ambient temperature and a difference between the pile temperature and the ambient temperature was ≤ 10 °C during at least 10 consecutive days after a whirl. The duration of the bio-oxidative phase was 126, 112 and 142 days for Fontanars piles 1, 2 and 3, respectively, and 128, 110 and 140 days for the Carrícola piles. Then, the composts were left to mature for approximately a month. The piles were sampled on four occasions: initial phase (S1), thermophilic phase (S2), end of the bio-oxidative stage (S3) and maturity phase of composting (S4). Samples were taken by mixing seven subsamples from seven locations in the piles, from the entire profile (top to bottom of the pile), according to the methodology described by Bustamante et al. [17]. Each sample was divided into three fractions: one fraction of fresh sample was used for microbiological determinations; another fraction was air-dried and ground to 0.5 mm for the physico-chemical and chemical characterization; and the third fraction was immediately frozen and preserved for further analyses.

2.2. Analytical Determinations

2.2.1. Physico-Chemical and Chemical Determinations

The electrical conductivity (EC) and pH of the raw materials and composting samples were determined in a 1:10 (w/v) aqueous extract using a conductivity/pH meter (Crison Instruments, S.A., Barcelona, Spain) according to the standard method DIN EN 12176 [18]. The dry matter was calculated by drying the samples for 12 h at 105 °C, and the total organic matter (OM) was determined by loss on ignition at 550 °C for 24 h, in accordance with the standard method CEN13039 [19]. The total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) were determined by dry combustion at 950 °C using an elemental analyser (Truspec CN, Leco, St. Joseph, MO, USA). The fractions of 0.1 M NaOH-extractable organic carbon (Cex), water-soluble carbon (Cw) and fulvic acid-like carbon (Cfa), the latter being obtained after precipitating the humic acid-like carbon (Cha) of the NaOH extract at pH 2.0 [17], were determined using an automatic carbon analyser (TOCVCSN, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan). The Cha was calculated by subtracting the Cfa from the Cex. In the final composts, the cation exchange capacity (CEC) was determined using the BaCl₂-triethanolamine procedure, according to the method described by Lax et al. [20]. In addition, in these samples, after HNO₃/HClO₄ digestion, the microelements, P and potentially toxic elements were measured by ICP-OES (ICAP 6500 DUO, Agilent Technologies, Inc., Santa Clara, CA, USA). The germination index (GI) was calculated combining measurements of seeds of *Lepidium sativum* L. and root elongation [21]. The evaluation of compost selfheating was conducted in the final composting samples using the Dewar test described by Brinton et al. [22]. All the analytical determinations were carried out in triplicate. The MO losses were determined using the ash concentrations at the beginning (X1) and at the end (X2) of the process, following the equation used by Bustamante et al. [17]:

$$\text{OM loss (\%)} = 100 - 100 [(X1 (100 - X2))/(X2 (100 - X1))] \quad (1)$$

2.2.2. Microbiological Determinations

Different microbial pathogen groups (*Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, total and faecal Coliforms (*E. coli*)), faecal Streptococcus and *Clostridium perfringens*) were determined in the final composts. Briefly, *Salmonella* was determined after pre-enrichment in buffered peptone water for 24 h at 37 °C, followed by Salmonella Xpress warm incubation for 24 h at 41.5 °C with the VIDAS test; *Listeria monocytogenes* was determined after Fraser warm incubation for 24 h at 30 °C with the VIDAS test; faecal coliforms (*Escherichia coli* (*E. coli*)) by TBX incubation for 24 h at 44 °C; faecal Streptococcus after KAA incubation for 24–48 h at 37 °C; and *Clostridium perfringens* after TSC incubation for 24 h at 44 °C. All these determinations were made in triplicate, and the results obtained were expressed as the number of colony-forming units per

gram of fresh compost (CFU/g compost) for *Streptococcus faecalis* and *Clostridium perfringens*, most probable number (MPN/g compost) for total coliforms and *E. coli*. *Salmonella* and *Listeria* were expressed as presence/absence.

2.3. Statistical Methods

The organic matter loss data produced throughout the composting process were fitted to a kinetic function using the Marquardt–Levenberg algorithm, with Sigmaplot 10.0 software. A first-order kinetic model for OM degradation during composting was used [17]:

$$\text{OM losses (\%)} = A (1 - e^{-kt}) \quad (2)$$

Where k is the rate constant (d^{-1}), t corresponds to the composting time (days) and A is the maximum degradation of OM (% C). The RMS and F-values were determined to compare the fit of different functions and the statistical significance of curve fitting. The quadratic exothermic index (EXI2 index), based on the thermal profiles obtained from the studied piles, was calculated as the quadratic sum of the daily difference between the temperature inside the pile and the ambient temperature during the bio-oxidative phase of composting, according to Vico et al. [23].

For a statistical analysis of the data obtained, the Shapiro–Wilk and Levene tests were used to test for normality and homogeneity of the variances, respectively, prior to ANOVA and the least significant difference (LSD) test at $p < 0.05$. All the statistics were performed using SPSS 28.0 software.

3. Results and Discussion

3.1. Thermal Profile of the Composting Heaps

The evolution of the temperature in all the composting heaps showed a rapid increase during the first week of the process, reaching thermophilic values higher than 60 °C (Figure 1). The temperature increase during the composting process is associated with heat production produced by organic matter biodegradation [24]. Thus, a rapid increase in temperature indicates a high availability of nutrients for the microorganisms involved in the composting process [25]. Approximately one month after the beginning of the process, a significant temperature increase was observed after the first turning and subsequent water addition, but these temperatures did not exceed the temperatures reached during the first days in all the piles studied. Thus, in the present study, the maximum temperatures observed were 72, 75, 75, 76, 73 and 72 °C for Fontanars piles 1, 2 and 3 and Carrícola piles 4, 5 and 6, respectively. In addition, the temperature values in all the piles were higher than 55 °C during more than 15 consecutive days. This behaviour fulfils the European requirements on compost

sanitation [26], since these temperature ranges guarantee the maximum pathogen reduction. This trend was also observed in a study of community composting of the organic fraction of municipal waste in a case study in Galicia (Spain) [27]. Furthermore, similar values were obtained by Miguel et al. [15] in a pilot scale OFMSW composting process with a turned pile, where the material reached 65 °C during the first days of the process. The degree of exotherm, evaluated by the cumulative quadratic exothermic index (EXI², Table 4) indicated that the intensity of the bio-oxidative phase followed this order: pile 1 (231,590) > pile 4 (187,289) > pile 2 (163,363) > pile 5 (148,275) > pile 3 (119,930) > pile 6 (110,565), these values being notably lower than those found by Vico et al. [23] during the co-composting of palm wastes with urban and agri-food sludge, which indicates a higher degree of exotherm in this type of material.

Figure 1. Temperature evolution of the composting piles. (a) Piles 1, 2 and 3 from Fontanars; (b) piles 4, 5 and 6 from Carrícola.

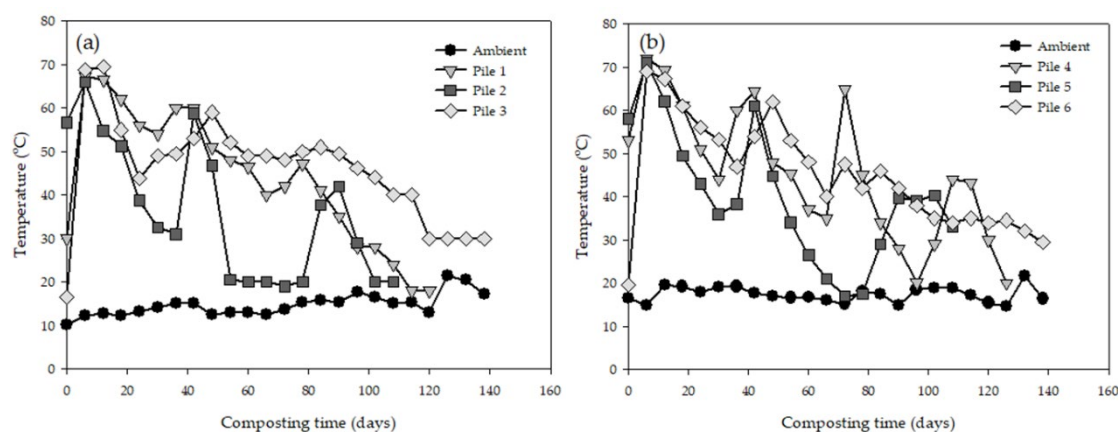


Table 4. Parameters associated with the exothermic profiles of the composting processes.

Thermal Parameters	Pile 1	Pile 2	Pile 3	Pile 4	Pile 5	Pile 6
No. days > 40 °C	84	58	119	94	67	100
No. days > 60 °C	43	32	29	38	24	40
Max. temperature	72	75	75	76	73	72
Average temperature	44.1	36.2	47.6	46.2	39.9	45.9
Bio-oxidative days	126	112	142	128	110	140
No. days > 40 °C/bio-oxidative	0.667	0.518	0.838	0.734	0.609	0.714
Cumulative EXI ²	231,590	163,363	119,930	187,289	148,275	110,656
EXI ² Ratio/No. days bio-oxidative	1838	1459	845	1463	1348	790

EXI²: quadratic exothermic index (quadratic sum of the daily difference between the average temperature of the pile and the ambient temperature). Piles 1, 2 and 3 from Fontanars, and piles 4, 5 and 6 from Carrícola.

3.2. Development of the Composting Processes

3.2.1. Changes of the Physico-Chemical and Chemical Parameters in the Composting Processes

The initial pH values in the piles studied ranged between 7.1 and 8.7 (Table 5), these values being within the suitable range ($\text{pH} = 5.0\text{--}8.0$) for the development of the bacteria and fungi typical of the composting process [28]. In all the piles, a progressive increase in pH was observed, reaching alkaline values ($\text{pH} = 8.1\text{--}8.7$) at the end of the composting process (Table 5), except for Pile 4, where the value remained practically constant. The pH final values observed were similar to those reported by Panaretou et al. [29] in a decentralized OFSMW composting experience in Tinos Island (Greece).

The EC values showed a different trend in the two composting areas studied. In the Fontanars piles (piles 1, 2 and 3), the EC values decreased throughout the composting process, probably due to the loss of salts by leaching [17] as a consequence of rainfall, since these processes were conducted outdoors. On the other hand, in piles 4, 5 and 6 of Carrícola, which were developed indoors, this parameter increased as the composting time progressed, due to the degradation of OM and the concentration of ions by the mass loss of the pile [19]. High EC values in the compost can cause problems in seed germination, but this can be avoided by mixing it with other materials with low EC values to balance this parameter [30]. In general, the organic matter levels decreased during the composting processes, as did the TOC contents (Table 5), mainly during the thermophilic phase when higher temperature values were reached, indicating OM mineralization during the composting process. At the end of the process, the OM contents were between 38.3 and 51.8% (Table 5), these values being higher than the proposed minimum OM content (15%) for a final compost, according to the EU normative [26]. These OM contents in the composts can imply a benefit for agricultural soils since the use of composts rich in organic matter in soils improves their chemical and biological properties and prevents soil erosion, especially in Mediterranean climates where this phenomenon is widely prevalent [29]. The total nitrogen concentrations increased in piles 1, 5 and 6 as a consequence of the concentration effect due to the pile loss weight [17]. In contrast, a slight decrease in this parameter was observed in piles 2, 3 and 4 during the composting process (Table 5). In the case of piles 2 and 3, developed outdoors, this decrease can be associated with the previously mentioned leaching losses, also confirmed by the EC decrease. However, pile 4 was conducted indoors, so this decrease in the total N contents could be explained by other processes, such as immobilization by microorganisms, volatilization in the form of NH_3^- , nitrification–denitrification processes or adsorption of NH_4^+ on the surfaces of mineral or organic materials [31,32]. Sáez et al. [33] observed similar TN concentration/loss dynamics in the co-composting processes of the solid fraction of pig slurry, respectively. Regarding the TOC/TN ratio, all the composts had an initial value <20 , except for piles 1 and 5, with 21.7 and 23.7, respectively, which decreased throughout the composting process, following the usual trend as a consequence of the organic matter losses during the composting process.

Table 5. Physico-chemical and chemical parameters in the composting samples (data expressed on a dry weight basis).

	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	TN (%)	TOC (%)	TOC/TN	Na (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)
<i>Fontanars Pile 1: 84.2% OFSMW1 + 15.8% UPW1</i>									
S1	7.4 ± 0.1	3.7 ± 0.1	66.6 ± 0.5	1.66 ± 0.02	35.9 ± 0.3	21.7 ± 0.2	4.1 ± 0.0	9.2 ± 0.1	3.0 ± 0.1
S2	7.7 ± 0.1	3.8 ± 0.0	54.7 ± 0.5	1.78 ± 0.06	38.4 ± 1.1	21.9 ± 0.1	4.8 ± 0.1	11.4 ± 0.1	4.8 ± 0.3
S3	7.7 ± 0.1	3.9 ± 0.1	54.5 ± 0.3	1.70 ± 0.02	31.2 ± 0.2	18.4 ± 0.1	4.2 ± 0.1	9.0 ± 0.1	3.4 ± 0.1
S4	8.1 ± 0.1	3.6 ± 0.1	49.3 ± 0.4	1.71 ± 0.05	29.6 ± 0.7	17.4 ± 0.1	3.6 ± 0.0	8.9 ± 0.1	4.1 ± 0.0
LSD	0.2	0.12	1.62	0.18	1.0	1.98	0.11	0.20	0.49
<i>Fontanars Pile 2: 85.8% OFSMW2 + 14.2% UPW2</i>									
S1	7.1 ± 0.05	4.5 ± 0.04	56.4 ± 0.4	2.42 ± 0.02	36.1 ± 0.3	15.0 ± 0.2	5.5 ± 0.0	10.9 ± 0.5	6.4 ± 0.1
S2	8.2 ± 0.08	4.2 ± 0.04	53.4 ± 0.4	2.04 ± 0.02	32.6 ± 0.2	16.1 ± 0.1	5.8 ± 0.1	13.2 ± 0.2	7.0 ± 0.1
S3	8.4 ± 0.06	4.3 ± 0.06	52.2 ± 0.3	2.40 ± 0.02	32.0 ± 0.2	13.4 ± 0.1	6.1 ± 0.1	15.1 ± 0.3	8.0 ± 0.1
S4	8.1 ± 0.06	4.1 ± 0.09	51.8 ± 0.3	1.87 ± 0.02	29.8 ± 0.2	16.0 ± 0.1	5.0 ± 0.1	12.1 ± 0.2	5.8 ± 0.1
LSD	0.1	0.14	1.4	0.08	1.4	0.97	0.27	0.48	0.24
<i>Fontanars Pile 3: 70% OFSMW3 + 30% UPW3</i>									
S1	7.6 ± 0.06	3.4 ± 0.04	58.2 ± 0.8	2.42 ± 0.02	34.1 ± 0.2	14.2 ± 0.1	3.9 ± 0.0	11.6 ± 0.2	7.9 ± 0.1
S2	8.5 ± 0.07	2.9 ± 0.14	43.7 ± 1.1	1.61 ± 0.01	29.4 ± 0.2	18.4 ± 0.1	4.1 ± 0.1	10.4 ± 0.2	7.1 ± 0.1
S3	8.4 ± 0.06	3.3 ± 0.05	39.5 ± 1.1	1.66 ± 0.03	24.1 ± 0.3	14.6 ± 0.1	3.6 ± 0.1	9.3 ± 0.2	7.8 ± 0.1
S4	8.2 ± 0.06	3.2 ± 0.43	38.7 ± 2.8	1.78 ± 0.04	23.8 ± 0.5	13.4 ± 0.1	3.3 ± 0.1	8.9 ± 0.3	9.2 ± 0.1
LSD	0.2	0.12	5.7	0.08	0.6	0.90	0.20	0.22	0.34
<i>Carrícola Pile 4: 82.7% OFSMW4 + 17.3% UPW4</i>									
S1	8.7 ± 0.05	3.5 ± 0.03	59.0 ± 0.5	2.11 ± 0.01	33.1 ± 0.3	15.8 ± 0.2	4.6 ± 0.0	15.5 ± 0.1	6.6 ± 0.1
S2	8.4 ± 0.06	4.8 ± 0.03	48.9 ± 0.8	1.90 ± 0.10	31.8 ± 0.4	16.3 ± 1.5	4.8 ± 0.1	11.4 ± 0.1	4.7 ± 0.3
S3	8.6 ± 0.06	5.6 ± 0.04	45.3 ± 0.4	2.59 ± 0.02	29.5 ± 0.6	11.5 ± 0.2	4.2 ± 0.0	8.9 ± 0.1	3.4 ± 0.1
S4	8.6 ± 0.09	5.3 ± 0.04	40.8 ± 0.7	1.89 ± 0.01	43.94 ± 0.2	12.7 ± 0.1	3.5 ± 0.0	8.9 ± 0.1	4.1 ± 0.0
LSD	0.1	0.17	1.07	0.11	1.8	0.32	0.11	0.24	0.48

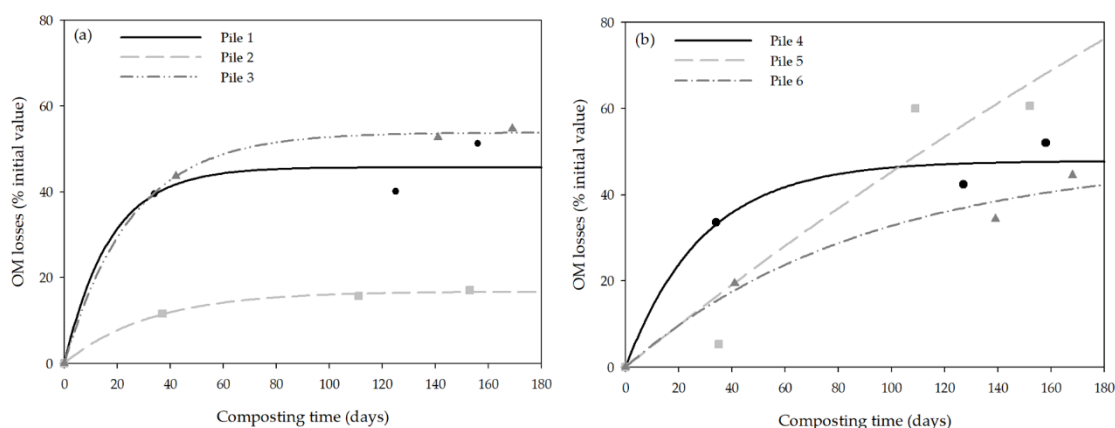
<i>Carrícola Pile 5: 76.1% OFSMW5 + 23.9% UPW5</i>									
S1	7.3 ± 0.05	5.3 ± 0.03	61.2 ± 0.7	1.93 ± 0.02	45.5 ± 0.4	23.7 ± 0.2	4.0 ± 0.1	23.3 ± 0.2	3.7 ± 0.1
S2	8.7 ± 0.06	5.4 ± 0.03	59.9 ± 0.6	2.14 ± 0.03	28.5 ± 0.9	13.4 ± 0.7	6.6 ± 0.1	20.1 ± 0.2	8.3 ± 0.1
S3	8.7 ± 0.06	5.0 ± 0.07	38.7 ± 0.4	2.17 ± 0.02	26.7 ± 0.2	12.4 ± 0.1	6.6 ± 0.1	21.3 ± 0.2	8.1 ± 0.1
S4	8.7 ± 0.06	6.1 ± 0.06	38.3 ± 0.4	2.14 ± 0.01	25.6 ± 0.3	12.1 ± 0.1	7.1 ± 0.1	21.0 ± 0.1	7.5 ± 0.1
LSD	0.2	0.14	0.99	0.11	0.7	0.37	0.14	0.86	0.25
<i>Carrícola Pile 6: 86.6% OFSMW6 + 13.4% UPW6</i>									
S1	8.1 ± 0.05	5.3 ± 0.03	53.3 ± 0.5	2.21 ± 0.02	32.6 ± 0.2	14.9 ± 0.1	6.3 ± 0.1	19.3 ± 0.2	6.7 ± 0.1
S2	8.9 ± 0.07	5.3 ± 0.04	47.9 ± 3.1	1.98 ± 0.01	28.5 ± 0.2	14.5 ± 0.2	6.8 ± 0.0	18.8 ± 0.1	7.8 ± 0.2
S3	8.5 ± 0.06	5.1 ± 0.02	42.8 ± 2.9	2.11 ± 0.06	26.9 ± 0.2	11.3 ± 0.6	6.5 ± 0.1	19.7 ± 0.2	11.8 ± 0.1
S4	8.5 ± 0.06	7.4 ± 0.06	38.6 ± 0.3	2.61 ± 0.01	23.6 ± 0.3	10.4 ± 0.2	8.3 ± 0.1	25.1 ± 0.2	7.9 ± 0.1
LSD	0.2	0.61	4.39	0.05	0.9	0.31	0.20	0.56	0.22

S1: initial stage; S2: thermophilic stage; S3: end of bio-oxidative stage; S4: end of maturity. For other abbreviations, see Tables 2 and 4. Data values reported as mean value ± standard error. LSD: least significant difference at $p < 0.05$.

3.2.2. OM Decomposition

During the composting process, a significant degradation of OM was observed (Table 5). This decrease was especially important during the bio-oxidative phase (Figure 2), when microbial activity is maximal and temperatures reach the thermophilic range [17]. Furthermore, when the material to be composted is easily degradable, the rate of decomposition is faster [31].

Figure 2. Organic matter (OM) losses during composting process. (a) Piles 1, 2 and 3 from Fontanars; (b) Piles 4, 5 and 6 from Carrícola. Lines represent curve-fitting.



In Fontanars piles 1 and 3 (Figure 2a), a rapid loss of OM was observed during the first few days of the process, followed by a stabilization around day 40 of the process. In contrast, in pile 2, a different trend was observed, since it did not exceed 20% loss of OM and stabilized approximately after 60 days of the process. This could be because this pile managed the least amount of waste (6456 kg) and had the lowest proportion of UPW (14.2%) of the three Fontanars piles, also showing the lowest average temperature (36.2 °C) and the shortest duration of the bio-oxidative phase (112 days compared to 126 and 142 for piles 1 and 3, respectively). In the Carrícola piles (Figure 2b), a heterogeneous evolution was observed. In pile 4, a rapid OM loss was observed during the first few days of the process, although less so than in the case of Fontanars pile 1, showing stability around day 60. In pile 6, although during the first days of the process, a linear trend in OM degradation similar to that observed in pile 5 was observed throughout the process, from day 30 onwards, a sustained loss of OM was observed during the rest of the process time. These results are similar to those obtained in previous composting experiments using municipal solid wastes [31]. The OM losses were fitted to a first order kinetic equation and the following parameter values were obtained (standard deviation in brackets; SEE: standard error of estimate and ***: significant at $p < 0.001$):

Pile 1: A = 45.73 (3.97), k = 0.058 (0.031), RMS = 30.89, F = 47.03 *, SEE = 5.56;

Pile 2: A = 16.75 (0.43), k = 0.031 (0.003), RMS = 0.25, F = 722.31 **, SEE = 0.5;

Pile 3: A = 53.84 (0.69), k = 0.040 (0.003), RMS = 0.87, F = 2269.78 ***, SEE = 0.93;

Pile 4: A = 47.81 (3.62), k = 0.040 (0.011), RMS = 21.65, F = 69.04 *, SEE = 4.65;

Pile 5: A = 276.49 (1457.51), k = 0.002 (0.011), RMS = 140.61, F = 21.80 *, SEE = 11.86;

Pile 6: A = 49.10 (11.18), k = 0.011 (0.006), RMS = 14.65, F = 74.87 *, SEE = 3.83.

The A values obtained in piles 1, 3, 4 and 6 were slightly lower than the minimum values found by Bustamante et al. [17] and Vico et al. [23] in composting studies using agro-industrial wastes and date palm residues, respectively. However, pile 5 showed an extremely higher value than those found by other authors in experiments with similar wastes [8,31]. In contrast, pile 2 had the lowest value (16.75%), which could be associated with a shorter composting time and duration of the thermophilic stage, as well as possible anaerobic conditions within the pile that hinder degradation, as it was reported by Wang et al. [34] in a study about the composting processes in rural areas.

3.3. Quality of the Composts Obtained

3.3.1. Agronomic Value

Compost quality and its agronomic value are closely linked to process conditions such as pH, C/N ratio, moisture, particle size, aeration and porosity [5]. Thus, the control of the final parameters provides an idea of the degree of maturity, humification and stability of the compost, as well as its fertilizing capacity [7]. In Tables 6 and 7 are shown the agronomic characteristics and the main maturity and stability properties, respectively, of the final composts obtained. The EC values in the final composts were in the range of 3.2 dS m⁻¹ (compost 3) to 7.4 dS m⁻¹ (compost 6) (Table 6), these values being similar to those found in previous works with OFSMW [24,30].

Table 6. Agronomic characteristics of the final composts (data expressed on a dry weight basis).

Parameters	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
EC (dS m ⁻¹)	3.6 ± 0.1	4.1 ± 0.1	3.2 ± 0.4	5.3 ± 0.0	6.1 ± 0.1	7.4 ± 0.1
TOC/TN ratio	17.4 ± 0.1	16.0 ± 0.1	13.4 ± 0.1	12.7 ± 0.1	12.1 ± 0.1	10.4 ± 0.2
TN (g kg ⁻¹)	17.1 ± 0.1	18.7 ± 0.2	17.8 ± 0.0	18.9 ± 0.5	21.4 ± 0.2	26.1 ± 0.4
P (g kg ⁻¹)	4.1 ± 0.0	5.8 ± 0.1	9.2 ± 0.1	4.1 ± 0.0	7.5 ± 0.1	7.9 ± 0.1
K (g kg ⁻¹)	8.9 ± 0.1	12.1 ± 0.2	8.9 ± 0.3	8.9 ± 0.1	21.0 ± 0.1	25.1 ± 0.2
Na (g kg ⁻¹)	3.6 ± 0.0	5.0 ± 0.1	3.3 ± 0.1	3.5 ± 0.0	7.1 ± 0.1	8.3 ± 0.1
Ca (g kg ⁻¹)	98.5 ± 1.8	112.2 ± 1.4	153.8 ± 1.3	132.4 ± 2.9	137.9 ± 1.7	129.6 ± 1.6
Mg (g kg ⁻¹)	6.4 ± 0.1	7.0 ± 0.1	9.0 ± 0.2	10.6 ± 0.1	13.9 ± 0.1	12.9 ± 0.1
Fe (mg kg ⁻¹)	3253 ± 27	2855 ± 58	2390 ± 21	3284 ± 31	4358 ± 43	3029 ± 36
Mn (mg kg ⁻¹)	107.8 ± 0.9	120.5 ± 2.2	81.0 ± 1.7	171.1 ± 3.1	213.3 ± 2.9	155.2 ± 2.1
Cu (mg kg ⁻¹)	15.1 ± 0.3	19.8 ± 0.5	20.9 ± 0.3	34.7 ± 1.0	57.2 ± 0.7	68.1 ± 1.7
Zn (mg kg ⁻¹)	48.1 ± 1.6	56.9 ± 1.0	66.5 ± 1.0	79.1 ± 1.1	84.2 ± 0.8	109.3 ± 1.2

Composts 1, 2 and 3 from Fontanars; composts 4, 5 and 6 from Carrícola. For other abbreviations, see Table 2. Data values reported as mean value ± standard error

Although Storino et al. [35] established that the addition of poultry manure to the co-composting of OFMSW with urban pruning waste did not increase the salinity of the final compost, in the present experiment, the addition of donkey manure to the mixture caused an increase in the EC of the final compost from 3.5, 5.3 and 5.3 to 5.3, 6.1 and 7.4 dS m⁻¹ in the piles 4, 5 and 6 of Carrícola (Table 6), respectively.

The final nutrient content of a mature compost defines its fertilizer capacity to improve agricultural crops and is determined by the heterogeneity of the starting materials [36]. Thus, it is important to avoid NPK losses in order to obtain a final product with high agronomic and economic value [17]. The final macronutrient concentrations were high in all the composts, the highest values for TN and K being found in Carrícola compost 6 (26.1 and 25.1 g kg⁻¹ for TN and K respectively) (Table 6). Moreover, the values obtained are in line with those of other studies of biowaste composting [36–38].

Table 7. Maturity and stability parameters in the final composts (data expressed on a dry-weight basis).

Parameters	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
CEC (meq 100 g ⁻¹ OM)	92.8 ± 3.4	113.1 ± 1.1	101.9 ± 0.8	109.0 ± 1.0	102.8 ± 7.8	114.7 ± 0.9
Cha (%)	4.4 ± 0.2	5.1 ± 0.2	2.8 ± 0.0	5.5 ± 0.1	5.2 ± 0.1	5.3 ± 0.2
Cfa (%)	1.7 ± 0.0	1.7 ± 0.0	1.2 ± 0.0	1.7 ± 0.0	1.5 ± 0.0	1.6 ± 0.0
Cha/Chf	2.6 ± 0.1	3.0 ± 0.1	2.3 ± 0.0	3.2 ± 0.0	3.5 ± 0.0	3.3 ± 0.1
GI (%)	116.1 ± 0.1	64.0 ± 3.7	109.1 ± 0.8	96.2 ± 7.9	51.1 ± 1.2	95.5 ± 1.0
Stability test ¹	V, stable	V, stable	V, stable	V, stable	V, stable	V, stable

¹ Dewar test described by Brinton et al. [21]. Composts 1, 2 and 3 from Fontanars. Composts 4, 5 and 6 from Carrícola. CEC: cation exchange capacity; Cha: humic acid-like carbon; Cfa: fulvic acid-like carbon; GI: germination index. For other abbreviations, see Table 2. Data values reported as mean value ± standard error.

Regarding the maturity and stability parameters, the final composts showed CEC values in the range of 92.8–114.7 meq 100 g⁻¹ OM (Table 7), exceeding the minimum range (60–67 meq 100 g⁻¹ OM) established for compost mature [39]. Jara-Samaniego et al. [40] also obtained values between 108 and 155 meq 100 g⁻¹ OM in composts from municipal solid wastes, while Sáez et al. [33] obtained values in the range of 96–105 meq 100 g⁻¹ OM for compost with slurry solid fraction. In addition, all the composts had a higher amount of the humic fraction compared to the fulvic fraction (Table 7). Likewise, the values recorded exceeded those found in previous studies using different starting materials [17]. Furthermore, all the final composts showed an adequate degree of stability, according to the self-heating test of Brinton et al. [22] and absence of phytotoxicity (GI > 50%) [21], with values similar or higher to those reported by Alves et al. [36] during an experiment of community composting.

3.3.2. Environmental Potential Risks: Potentially Toxic Elements (EPTs) and Microbial Pathogen Groups

High concentrations of certain substances in compost, such as EPTs, can cause problems for plant growth [41]. On the other hand, in order to avoid risks to human health and to the environment, compost used in agriculture also must meet certain microbiological criteria. Table 8 shows the concentration of potentially toxic elements and pathogen microbial groups in the final composts. All the composts showed EPT concentrations below the limits established by the European and Spanish legislations [26,42], these results being similar to those reported in previous studies of composting of municipal solid waste [30]. Regarding the pathogen content (Table 8), all the final composts showed absence of *Salmonella spp.* and *E. coli* contents below the limit value (1000 MPN/g compost) established in the European and Spanish legislation [26,42]. In relation to the rest of the microbial pathogen groups studied (total coliforms, *Streptococcus faecalis*, *Clostridium perfringens* and *Listeria monocytogenes*), in general,

the contents were very low, especially of *Clostridium perfringens* and *Listeria monocytogenes*, except for *Listeria* in compost 1, also probably due to recontamination of the pile during the maturity stage, which corroborates the effectiveness of the composting process and the absence of risk to human health [14]. The contents of these microbial groups were similar to those observed in previous works using municipal solid waste as raw material [14] and during the co-composting of OFSMW with pruning waste [15]. The relatively higher values for the microbial groups in compost 4 could be associated with the process conditions, as this pile had a low average temperature (39.9 °C), the shortest duration of the bio-oxidative phase (110 days) and the lowest number of days in which the temperature of the pile exceeded 60 °C (24 days). Miguel et al. [15] associated increases in microbiological parameters in an experiment with similar wastes using three different types of composting, namely, bacterial input through irrigation water and a lack of temperature homogeneity in the pile during the thermophilic phase, which can lead to an increase in bacterial populations.

Table 8. Potentially toxic elements and pathogen microbial groups in the final composts

	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
Potentially toxic elements						
Co (mg kg ⁻¹)	2.3 ± 0.0	1.8 ± 0.1	1.4 ± 0.0	2.2 ± 0.1	2.0 ± 0.0	1.5 ± 0.2
Cr (mg kg ⁻¹)	24.3 ± 0.3	29.8 ± 0.8	22.1 ± 1.3	27.2 ± 0.3	54.5 ± 7.0	24.5 ± 0.5
Cd (mg kg ⁻¹)	0.38 ± 0.00	0.37 ± 0.00	0.37 ± 0.02	0.35 ± 0.01	0.35 ± 0.00	0.41 ± 0.01
Pb (mg kg ⁻¹)	6.6 ± 0.1	7.0 ± 0.1	9.2 ± 0.2	10.6 ± 0.1	20.8 ± 5.8	11.5 ± 0.2
Ni (mg kg ⁻¹)	8.3 ± 0.1	8.1 ± 0.1	7.4 ± 0.3	10.5 ± 0.2	18.3 ± 2.6	10.3 ± 0.1
As (mg kg ⁻¹)	2.6 ± 0.2	0.8 ± 0.8	2.4 ± 2.4	2.4 ± 0.2	1.3 ± 0.5	0.9 ± 0.5
Microbial pathogen groups						
Total coliforms	2.30 × 10 ¹	<3	1.50 × 10 ²	2.40 × 10 ³	1.10 × 10 ³	4.30 × 10 ¹
<i>Escherichia coli</i>	<10	<10	<10	2.40 × 10 ²	9.30 × 10 ¹	2.30 × 10 ¹
<i>Clostridium perfringens</i>	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<i>Streptococcus faecalis</i>	3.50 × 10 ²	<10	4.90 × 10 ²	1.40 × 10 ³	<10	1.70 × 10 ⁴
<i>Salmonella</i> spp.	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Listeria monocytogenes</i>	D	ND	ND	ND	ND	ND

Pile 1, 2 and 3 from Fontanars. Piles 4, 5 and 6 from Carrícola. Data referred to microbial groups are expressed as CFU/g compost (*Streptococcus faecalis* and *Clostridium perfringens*) and MPN/g compost (total coliforms and *E. coli*). The rest of data are expressed on a dry weight basis. ND: not detected in 25 g compost; D: detected in 25 g compost. Data values reported as mean value ± standard error.

4. Conclusions

The decentralized composting of the organic fraction from the selective collection of municipal solid waste collected through the fifth container or door-to-door system, together with urban pruning waste carried out in the municipalities of Carrícola and Fontanars (Valencia, Spain) is presented as an optimal management method for this type of waste. This study has verified that with this type of management, is possible to obtain a highquality product with suitable physico-chemical and chemical characteristics for its use in agriculture. The degree of maturity and stability, as well as the fertilizing richness in all the composts were adequate and demonstrated their added value as a substitute for mineral fertilizers in crops. In general, the composts showed an absence of phytotoxicity and a good sanitary quality, with levels of human pathogens below the maximum limit for the use of compost as a fertilizer in almost all cases. Moreover, the study of the different composting cycles has shown an important homogeneity in the development of the processes and in the characteristics of the end-products. Thus, the results obtained verify the reproducibility and effectiveness of the composting processes using this scenario, enhancing the adoption of criteria for the standardization of this model of municipal solid waste management, which provides environmental benefits within the framework of the circular economy, increasing the environmental awareness of citizens and reducing the impacts derived from the dumping and/or incineration of this organic waste.

Author Contributions: Conceptualization, M.Á.B., M.D.P.-M. and C.Á.-A.; methodology, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., E.M.-S., S.S.-M., C.P. and A.G.-R.; software, L.O., M.Á.B. and C.Á.-A.; validation, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., I.N., C.P., I.I. and M.L.; formal analysis, C.Á.-A., E.M.-S., S.S.-M., L.O. and A.G.-R.; investigation, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., I.I., I.N. and M.L.; resources, M.Á.B., M.D.P.-M. and C.P.; data curation, M.Á.B., M.D.P.-M., L.O., C.Á.-A. and E.M.-S.; writing—original draft preparation, M.Á.B., M.D.P.-M. and C.Á.-A.; writing—review and editing, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A. and I.N.; visualization, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., I.I., A.G.-R. and M.L.; supervision, M.Á.B. and M.D.P.-M.; project administration, M.Á.B. and M.D.P.-M.; funding acquisition, M.Á.B. and M.D.P.-M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research has been financed by the research project NEOCOMP (ref. PID2020-113228RBI00) funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033, and it was supported by the Spanish Ministry of Universities with a PhD contract (FPU21/01207) to the first author.

Data Availability Statement: The data presented in this study are available in this article.

Acknowledgments: The authors wish to thank the Consorcio de Residuos COR-V5 for its participation in this study.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

References

1. Sharma, S.; Kant, A.; Sevda, S.; Aminabhavi, T.M.; Garlapati, V.K. A waste-based circular economy approach for phycoremediation of X-ray developer solution. *Environ. Pollut.* **2023**, *316*, 120530. [CrossRef] [PubMed]
2. Gutiérrez Galicia, F.; Coria Páez, A.L.; Tejeida Padilla, R. A Study and Factor Identification of Municipal Solid Waste Management in Mexico City. *Sustainability* **2019**, *11*, 6305. [CrossRef]
3. 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.
4. Ganesh, K.S.; Sridhar, A.; Vishali, S. Utilization of fruit and vegetable waste to produce value-added products: Conventional utilization and emerging opportunities—A review. *Chemosphere* **2022**, *287*, 132221. [CrossRef] [PubMed]
5. Esparza, I.; Jiménez-Moreno, N.; Bimbela, F.; Ancín-Azpilicueta, C.; Gandía, L.M. Fruit and vegetable waste management: Conventional and emerging approaches. *J. Environ. Manag.* **2020**, *265*, 110510. [CrossRef] [PubMed]
6. Santamarta, J.C.; Miklin, L.; Gomes-Nadal, C.O.; Rodríguez-Alcántara, J.S.; Rodríguez-Martín, J.; Cruz-Pérez, N. Waste Management and Territorial Impact in the Canary Islands. *Land* **2023**, *12*, 212. [CrossRef]
7. Bernal, M.P.; Albuquerque, J.A.; Moral, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 5444–5453. [CrossRef]
8. Qian, X.; Shen, G.; Wang, Z.; Guo, C.; Liu, Y.; Lei, Z.; Zhang, Z. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Manag.* **2014**, *34*, 530–535. [CrossRef]
9. EU. Directive 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste. *Off. J. EU* **2018**, *L 150*, 109.
10. BOE. Ley 7/2022, de 8 de Abril, de Residuos y Suelos Contaminados para una Economía Circular. *Boletín Off. Estado N° 85*, de 09/04/2022. 2022. Available online: <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con> (accessed on 10 October 2023).
11. DOGVA. Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de la Generalitat, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunitat Valenciana. *Diari Of. General. Valencia*. **2022**, *9482*, 64009–64096.

12. Mihai, F.C.; Plana, R.; Taherzadeh, M.J.; Aswathi, M.K.; Ezeah, C. Bioremediation of organic contaminants based on biowaste composting practices. In *Handbook of Bioremediation*; Academic Press: Cambridge, MA, USA, 2020; pp. 701–714.
13. Policastro, G.; Cesaro, A. Composting of Organic Solid Waste of Municipal Origin: The Role of Research in Enhancing Its Sustainability. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, 20, 312. [CrossRef]
14. Sadeghi, S.; Nafez, A.H.; Nikaeen, M.; Mohammadi, F.; Tady, D.J.; Hatamzadeh, M. Microbial indicators in municipal solid waste compost and their fate after land application of compost. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 2022, 21, 85–92. [CrossRef] [PubMed]
15. Miguel, N.; López, A.; Jojoa-Sierra, S.D.; Fernández, J.; Gómez, S.; Ormad, M.P. Physico-chemical and microbiological control of the composting process of the organic fraction of municipal solid waste: A pilot-scale experience. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, 19, 15449. [CrossRef]
16. Sláviková, M.; Báreková, A.; Tátošová, L.; Ducsay, L. Phytotoxicity testing of composts from biodegradable municipal waste. *J. Ecol. Eng.* 2022, 23, 83–88. [CrossRef] [PubMed]
17. Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Marhuenda-Egea, F.C.; Pérez-Espinosa, A.; Bernal, M.P.; Moral, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 2008, 72, 551–557. [CrossRef] [PubMed]
18. DIN EN 12176:1998; Characterization of Sludge—Determination of pH Value. Deutsches Institut für Normung: Berlin, Germany, 1998.
19. CEN EN 13039:1999; Soil Improvers and Growing Media—Determination of Organic Matter and Ash. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium, 1999.
20. Lax, A.; Roig, A.; Costa, F. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant Soil* 1986, 94, 349–355. [CrossRef]
21. Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 1981, 22, 54–57.
22. Brinton, W.F.; Evans, E.; Droffner, M.L. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* 1995, 36, 1–1

**8.2. Publicación 2: INTEGRATED BIOWASTE
MANAGEMENT BY COMPOSTING AT A UNIVERSITY
CAMPUS: PROCESS MONITORING AND QUALITY
ASSESSMENT. 2025.**

Álvarez-Alonso, C., Dolores Pérez-Murcia, M., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., Sánchez-Arizmendiarieta, J., Plana, R., López, M., Nogués, I., & Ángeles Bustamante, M.

INTEGRATED BIOWASTE MANAGEMENT BY COMPOSTING AT A UNIVERSITY CAMPUS: PROCESS MONITORING AND QUALITY ASSESSMENT

Cristina Álvarez-Alonso ¹, María Dolores Pérez-Murcia ¹, Encarnación Martínez-Sabater ¹, Ignacio Irigoyen ², Joseba Sánchez-Arizmendiarieta ³, Ramon Plana ⁴, Marga López ⁵, Isabel Nogués ⁶ and María Ángeles Bustamante ^{1,*}

¹ Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO), Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Spain; cristina.alvareza@umh.es (C.Á.-A.); perez.murcia@umh.es (M.D.P.-M.); e.martinezs@umh.es (E.M.-S.)

² Department of Agricultural Production, Public University of Navarre (UPNA-NUP), 31006 Pamplona, Spain; natxo.irigoien@unavarra.es

³ Fertile Auro Association, 36211 Vigo, Spain; josebasanchez.luar@gmail.com

⁴ Organic Wastes Management Consultancy, 08027 Barcelona, Spain; plana.compost@gmail.com

⁵ Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (EEABB), Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Campus del Baix Llobregat, Edifici D4, C. Esteve Terradas, Catalonia, 08860 Castelldefels, Spain; marga.lopez@upc.edu

⁶ Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo, Rome, Italy; mariaisabel.noguesgonzalez@cnr.it

* Correspondence: marian.bustamante@umh.es

Abstract: The sustainable management of biowaste, mainly food and pruning waste, is currently a challenge due to the increase in its production. The CaMPuSTAJE program, which has been implemented on the campus of the Public University of Navarre (UPNA) since 2019, is an excellent example of how the institution is addressing its strategic interests in sustainable waste management. The principal aim of this program is to manage the biowastes generated by the campus canteens through a simple community composting facility, involving UPNA students and graduates. This program aims to promote experiential learning and applied research in sustainability and circular economy, managing their own waste in a circular and local way. Thus, four composting sets of the CaMPuSTAJE program were evaluated by monitoring the process and the main chemical properties of the composting samples. Also, final composts were fully characterized to ensure the process reproducibility and efficiency and the absence of any hazard in the end-products. The final composts showed a significant agronomic quality, had low content of potentially toxic elements, and were free from phytotoxicity, thus being able to be reintroduced as an organic amendment at the university campus itself.

Keywords: community composting; biowaste; compost quality; pathogens; circular economy; canteen organic waste

1. Introduction

Waste generation at a global level is one of the challenges of our constantly growing society [1]. In particular, the sustainable management of biowaste, which mainly includes food and pruning organic wastes, implies a challenge due to their increasing production in recent decades, but also an opportunity to transform them into a resource, also avoiding impacts on the environment [2]. This waste stream, with a high potential to become an added-value resource, plays a key role in the path towards a more circular economy, as it can be used to obtain high-value organic fertilizers such as compost [3]. Composting as a method to treat and valorize organic waste is based on the aerobic decomposition of the organic matter contained in the waste, in order to obtain a final material (compost), with maturity, stability, and humification properties; with fertilizing capacity; and without pathogens. This allows its use in agriculture as a growing medium, as a substitute for chemical fertilizers, without posing hazards to human health or the environment [4,5]. Thus, the European Union, through Directive (EU) 2018/851, establishes the separate collection and treatment of municipal organic waste, which includes, among other materials, biodegradable organic waste from food and kitchen waste from households, restaurants, catering establishments, and retail premises. Furthermore, it stipulates that the preparation for re-use and recycling of municipal waste should be augmented to a minimum of 55% by weight by 2025, progressively increasing this amount up to 65% by weight by 2035 [6]. Thus, traditionally, large-scale municipal solid waste management has been based on landfilling [7] and management in centralized facilities, where the environmental costs associated with transport and the long distances over which waste is transported have made waste management a serious issue [8]. Moreover, this type of large-scale composting facilities requires large areas and contributes to increased greenhouse gas emissions [9]. However, in recent decades, new environmentally friendly management models have emerged as decentralized composting models, such as community composting [3,10,11]. Different studies on this type of decentralized composting model have been conducted around the world, particularly in universities, municipal markets, and groups of households [12–16]. In this regard, in 2019, the campus of the Public University of Navarre (UPNA) launched the CaMPuSTAJE program, which aims to manage the biowaste generated in campus canteens through a simple community composting facility. In addition, the CaMPuSTAJE program is an excellent example of how the institution can address its strategic interests in sustainable waste management and how educational programs can be created to raise environmental and circular economy awareness among future graduates. Thus, UPNA students and graduates are actively engaged in the daily management of the program, whose one of these main aims is to promote experiential learning and applied research in sustainability and the circular economy [12]. As in other examples of community composting, this alternative method can be possible if the composting process is properly followed, from the design and dimensioning of the decentralized composting sites, as well as the characteristics of the used materials and final composts, to the training of staff in charge [17]. However, community composting, despite being extensively used in many countries and having

increasingly attracted attention in the recent years, has been very little assessed [18]. Furthermore, until now, community composting has been only conceived as a reproduction of experiences from other places, without an analysis of the real needs of each case, a technical criterion or social perspective when making decisions [17]. Therefore, one of the main concerns on this scale of management is the lack of information regarding the process and of the quality of the end-products obtained, reflected in a lack of specific legislation and regulations. For these reasons, in order to assure the process reproducibility and the agronomic value, quality, and hygienic conditions of the final product, it is essential to monitor both the process and the end-product in this composting model [19]. Thus, this study evaluated four composting sets of the CaMPuSTAJE by monitoring the process and the composting samples at chemical and biological levels. In addition, a complete characterization of the agronomic and hygienic-sanitary quality of the end-products was conducted to ensure the reproducibility and efficiency of both the process and the compost produced.

2. Materials and Methods

2.1. Composting Scenario

The Arrosadia campus of UPNA has a central canteen building where more than 500 meals are prepared and consumed every day from Monday to Friday during the academic year (from September to July). In addition to the kitchen where the meals are prepared and the self-service canteen, the building also has a cafeteria. All the biowastes generated in the building are separated and kept separate from the rest of the waste generated in the building. In 2019, an outdoor community composting site was installed 5 m from the door of the kitchen place in the building to manage biowaste from the campus (Figure 1). The community composting site consisted of 6 composting modules, each with a capacity of 1 m³ (1 m long × 1 m wide × 1 m high), forming a batch system with two parallel management lines. Each of the management lines comprises three composting modules. The first management line is constituted by the input module 1, the intermediate compost module 2, and the maturation module 3. The second management line is formed by the input module 6, the intermediate compost module 5, and the maturation module 4. Daily biowaste, mainly food waste, is stored in the input module 1 or 6 (Figure 2).



Figure 1. CaMPuSTAJE project community composting site located at the Arrosadia campus of the UPNA.

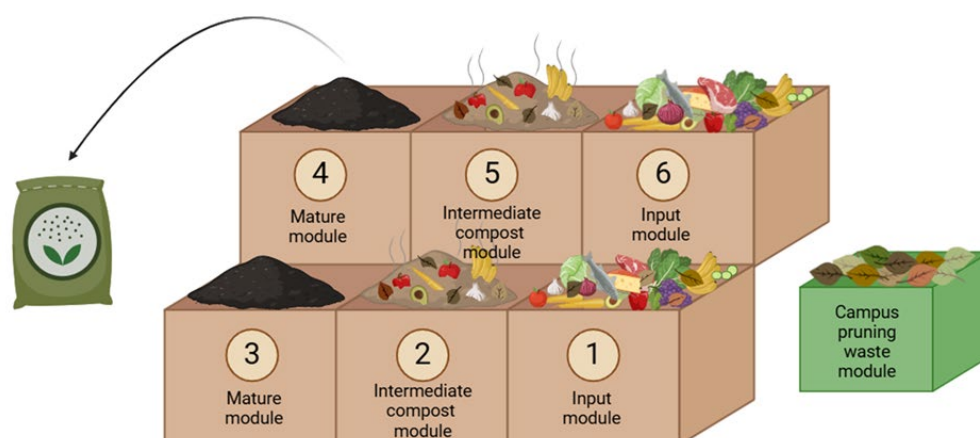


Figure 2. Diagram of composting process monitoring at the point of management.

In this input module, university staff mixed food waste (FW) collected from the canteen building with pruning waste from the campus itself, which acts as a bulking agent. Campus pruning waste (CPW) was collected and stored at the community composting site by the campus gardening service. As is described in Figure 2, the modules 1 and 6 were used alternated as input modules, where the mixture of food waste (FW) + campus pruning waste (CPW) is deposited, adding layers of canteen biowaste and bulking material each day. When these modules were completed with material, the composting mixtures were transferred alternatively to the intermediate compost modules 2 and 5. Finally, the maturation stage was carried out in the alternated maturation modules 3 and 4, once the intermediate modules 2 and 5 were also completed. The surface of the formed set, which was in contact with the environment, was coated with a thin layer of bulking material to prevent the proliferation of flies and nuisance insects. This was accompanied by the use of a synthetic geotextile or a wet jute net. The transfer of all materials from one composter to another was conducted throughout the process, with each set passing through the three composting modules

of each line. Once the material from each set reaches the maturation modules, it is considered mature and may be used on the campus.

In all sets, to maintain the homogeneity of the composted materials, the new material from each input was mixed with the material already in the composter on each input day using a hand-held spiral aerator tool. The transfers were conducted on two occasions for each of the sets. To keep the moisture content above 40% for proper composting, the moisture content of the material was adjusted by irrigation each time it was loaded or transferred to the next composter and when the material seemed dry. The 'first test' was used to qualitatively check the moisture content during the composting process [20]. As the composting sets were prepared in different periods of the year (sets 1 and 2 in spring-summer and sets 3 and 4 in autumn-winter), the watering requirements were different in the sets. For each material input, the temperature was monitored by measuring directly with a thermometer at 3 different points on the surface of the material, starting from the center and moving towards the edges. In addition, university staff carry out daily checks on the quantities of fresh weight of biowaste added to the mix, the amount of campus pruning waste used in the mix, irrigation, and transfers, as well as any incidents or other need-to-know information (occurrence of odours, flies, insects, etc.).

2.2. Characteristics of the Initial Materials and Composting Procedure

Four composting sets were prepared by mixing food waste (FW), coming from the central canteen building located at the Arrosadia campus of the UPNA (Pamplona, Navarre, Spain), with the campus pruning waste (CPW). The amounts of each type of waste used in each of the composting sets are shown in Table 1.

Table 1. Amount of food waste and campus pruning waste managed in each composting set (kg on a fresh weight basis).

Amount	Set 1	Set 2	Set 3	Set 4	Average	SD
FW	838	794	784	542	740	134
CPW	230	236	155	132	188	52
FW:CPW	4:1	3:1	5:1	4:1		
Total	1068	1030	939	674	928	177

FW: food waste; CPW: campus pruning waste. SD: standard deviation.

Timing differences between the different sets and canteen service days resulted in small variations in the amount of waste managed. The principal properties of the biowastes used in each composting set are shown in Tables 2 and 3. The composting sets were formed inside the compost modules at the UPNA community composting site. Manual turning was carried out with each addition of new material, as well as with transfers to another composting module, as the various sets were completed to a height

of approximately 80 cm, filling the composting module. The end of the bio-oxidation was considered reached when the temperature in the sets fell to the temperature of the environment and the difference between the set material temperature and environment temperature was ≤ 10 °C for at least 10 consecutive days [21].

Table 2. Characteristics of the biowastes used in the composting processes (sets 1 and 2). Data expressed on a dry weight basis.

	FW1	CPW1	FW2	CPW2
Dry weight (%)	82.4 $\pm$ 1.1	34.1 $\pm$ 0.3	60.7 $\pm$ 2.0	8.8 $\pm$ 0.1
pH	6.1 $\pm$ 0.04	6.3 $\pm$ 0.05	4.3 $\pm$ 0.05	6.2 $\pm$ 0.04
EC (dS m ⁻¹)	6.37 $\pm$ 0.05	1.09 $\pm$ 0.08	5.14 $\pm$ 0.06	1.38 $\pm$ 0.01
OM (%)	90.5 $\pm$ 0.6	95.8 $\pm$ 0.8	95.8 $\pm$ 0.7	92.0 $\pm$ 0.7
TOC (%)	43.8 $\pm$ 0.3	50.0 $\pm$ 0.4	49.2 $\pm$ 0.4	44.5 $\pm$ 0.3
TN (%)	2.23 $\pm$ 0.02	0.83 $\pm$ 0.01	2.32 $\pm$ 0.14	0.83 $\pm$ 0.01
TOC/TN ratio	19.7 $\pm$ 0.1	60.4 $\pm$ 0.7	21.5 $\pm$ 1.3	53.7 $\pm$ 0.4
P (g kg ⁻¹)	2.76 $\pm$ 0.04	0.46 $\pm$ 0.01	3.41 $\pm$ 0.03	1.87 $\pm$ 0.06
Fe (mg kg ⁻¹)	662 $\pm$ 10	249 $\pm$ 33	64.5 $\pm$ 3.0	533 $\pm$ 11
Cu (mg kg ⁻¹)	7.91 $\pm$ 0.10	3.59 $\pm$ 0.03	3.82 $\pm$ 0.16	9.36 $\pm$ 0.18
Mn (mg kg ⁻¹)	46.4 $\pm$ 0.7	12.8 $\pm$ 0.1	14.1 $\pm$ 0.1	34.6 $\pm$ 0.8
Zn (mg kg ⁻¹)	39.6 $\pm$ 0.6	18.6 $\pm$ 0.2	20.74 $\pm$ 0.1	42.0 $\pm$ 1.0
Cd (mg kg ⁻¹)	0.13 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.00	0.02 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.00
Cr (mg kg ⁻¹)	7.91 $\pm$ 0.35	3.59 $\pm$ 0.10	3.82 $\pm$ 0.00	9.36 $\pm$ 0.2

FW1 and FW2: food waste used in the composting sets 1 and 2; CPW1 and CPW2: campus pruning waste used in the sets 1 and 2. EC: electrical conductivity; OM: total organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen.

Table 3. Characteristics of the biowastes used in composting processes (sets 3 and 4). Data expressed on a dry weight basis.

	FW3	CPW3	FW4	CPW4
Dry weight (%)	76.6 ± 2.8	34.0 ± 0.4	85.1 ± 0.9	43.4 ± 0.7
pH	5.9 ± 0.05	6.2 ± 0.05	5.6 ± 0.04	6.5 ± 0.06
EC (dS m ⁻¹)	11.2 ± 0.3	1.01 ± 0.01	6.53 ± 0.13	1.21 ± 0.01
OM (%)	88.8 ± 0.6	94.4 ± 0.7	90.2 ± 0.6	96.2 ± 0.7
TOC (%)	45.7 ± 0.3	47.3 ± 0.3	48.0 ± 0.4	48.3 ± 0.4
TN (%)	3.59 ± 0.03	0.68 ± 0.01	3.03 ± 0.03	0.90 ± 0.01
TOC/TN ratio	12.8 ± 0.1	69.6 ± 0.5	16.0 ± 0.1	54.2 ± 0.5
P (g kg ⁻¹)	3.66 ± 0.14	1.17 ± 0.04	7.14 ± 0.34	1.02 ± 0.01
Fe (mg kg ⁻¹)	191 ± 6	199 ± 5	85.6 ± 1.5	191 ± 2
Cu (mg kg ⁻¹)	6.32 ± 0.29	8.15 ± 0.31	5.75 ± 0.05	5.83 ± 0.80
Mn (mg kg ⁻¹)	26.5 ± 1.1	18.7 ± 0.6	8.7 ± 0.1	19.5 ± 0.2
Zn (mg kg ⁻¹)	30.5 ± 1.4	33.0 ± 0.9	37.6 ± 1.0	6.90 ± 0.16
Cd (mg kg ⁻¹)	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.01	<0.001
Cr (mg kg ⁻¹)	6.320 ± 0.5	8.15 ± 0.23	5.75 ± 0.04	5.83 ± 1.48

FW3 and FW4: food waste used in the composting sets 3 and 4. CPW3 and CPW4: campus pruning waste used in the sets 3 and 4. For other abbreviations, see Table 2.

The bio-oxidative phase lasted 162, 137, 170, and 89 days for sets 1 to 4, respectively. After this, the composts were maintained for maturation during 67, 80, 64, and 76 days for sets 1 to 4, respectively. The sets were sampled at four different times: the initial phase (M1), the thermophilic stage (M2), the end of the bio-oxidation stage (M3), and the maturity phase (M4). Composite samples were obtained by collecting, mixing, and homogenizing seven subsamples from seven different places of the sets, considering the whole profile from the top to the deepest part, following the procedure detailed by Bustamante et al. [22]. Three parts were obtained from each sample: a first sample was immediately frozen and preserved for subsequent analyses, another fresh sample was used for pathogen analysis, and a third sample was air-dried and ground to 0.5 mm for the rest of determinations.

2.3. Analytical Procedures

2.3.1. Physico-Chemical, Chemical, and Biological Methods

Dry matter in the initial wastes and in the composting samples was analyzed after samples drying for 12 h at 105 °C. Electrical conductivity (EC) and pH were assessed after

a water-soluble extraction using the ratio 1:10 (w/v) with a conductivity/pH meter (Crison Instruments, S.A., Barcelona, Spain). After combustion at 550 °C for 24 h, organic matter (OM) was determined following the standard method CEN13039 [23]. Total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) were assessed in an elemental analyzer (Truspec CN, Leco, St. Joseph, MO, USA) at 950 °C by dry combustion. Extractable organic carbon (Cex) was obtained after extraction with 0.1 M NaOH, while fulvic-acid-like carbon (Cfa) was obtained after precipitating the humic-acid-like carbon (Cha) of the NaOH extract at pH 2.0, following the procedure detailed by Bustamante et al. [24]. All these fractions and that of water-soluble carbon (Cw), obtained in a water-soluble extract (1:20 w:v), were assessed with an automatic carbon analyzer (TOCV-CSN, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan).

The humification indices for each set were assessed using the formulas used by Bustamante et al. [22]:

$$\text{Humification ratio (HR)} = 100 \left(\frac{C_{ex}}{TOC} \right);$$

$$\text{Humification index (HI)} = 100 \left(\frac{C_{ha}}{TOC} \right);$$

$$\text{Percentage of humic acids (Pha)} = 100 \left(\frac{C_{ha}}{C_{ex}} \right);$$

$$\text{Polymerization rate} = \frac{C_{ha}}{C_{fa}}.$$

Cation exchange capacity (CEC) was assessed in the end-products with the BaCl₂-triethanolamine method, as described in Bustamante et al. [24]. In addition, microelements, P, and heavy metals were determined in these samples by means of ICP-OES (ICAP 6500 DUO, Agilent Technologies, Inc., Santa Clara, CA, USA), after digestion with HNO₃/HClO₄. Phytotoxicity was assessed with the methodology described by Zucconi et al. [25] with *Lepidium sativum* L. The stability test was conducted using the method described by Brinton et al. [26]. All the analytical determinations were conducted in triplicate.

OM losses were calculated from the concentrations of OM losses calculated from the ash concentrations at the beginning (X₁) and at the end (X₂) of the process, according to the following equation Bustamante et al. [24]:

$$\text{OM loss (\%)} = 100 - 100 [(X_1 (100 - X_2))/(X_2 (100 - X_1))] \quad (1)$$

2.3.2. Determination of the Pathogen Content in the Final Composts

The potential presence of pathogens was investigated to guarantee the absence of biological risk in the final composts. For this, *Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, and faecal coliforms (*E. coli*) were assessed in triplicate following the methodology described by Alvarez-Alonso et al. [21]. The results obtained were expressed as the number of

colony-forming units per gram of fresh compost (CFU/g compost) for *E. coli* and as presence/absence of *Salmonella* and *Listeria monocytogenes*.

2.4. Statistical Analyses

The statistical methods were conducted using ANOVA. The Tukey-b post hoc test and the least significant difference (LSD) test at $p < 0.05$ were used to evaluate the significant differences among the different composting stages and the parameters studied during composting, respectively. To check the normality and homogeneity of the variances before ANOVA, the Shapiro–Wilk and Levene tests were used. The standard error of the mean values of each parameter and the standard deviation of the sets were also calculated. These statistical determinations were made with the IBM SPSS Statistics v. 29.0 software.

OM loss data during composting were fitted to a kinetic function by the Marquardt–Levenberg algorithm using the Sigmaplot 14.0 software. Organic matter decomposition during composting was explained using a first-order kinetic model [25]:

$$\text{OM losses (\%)} = A (1 - e^{-kt}) \quad (2)$$

where A corresponds to the maximum OM degradation (% C), k is the rate constant (d^{-1}), and t is the composting time (days). The coefficient of determination (R^2), F -values, and the standard error of estimate (SEE) were calculated to compare the goodness of curve fitting, the fittings of different functions, and the statistical significance of curve fitting, respectively.

3. Results and Discussion

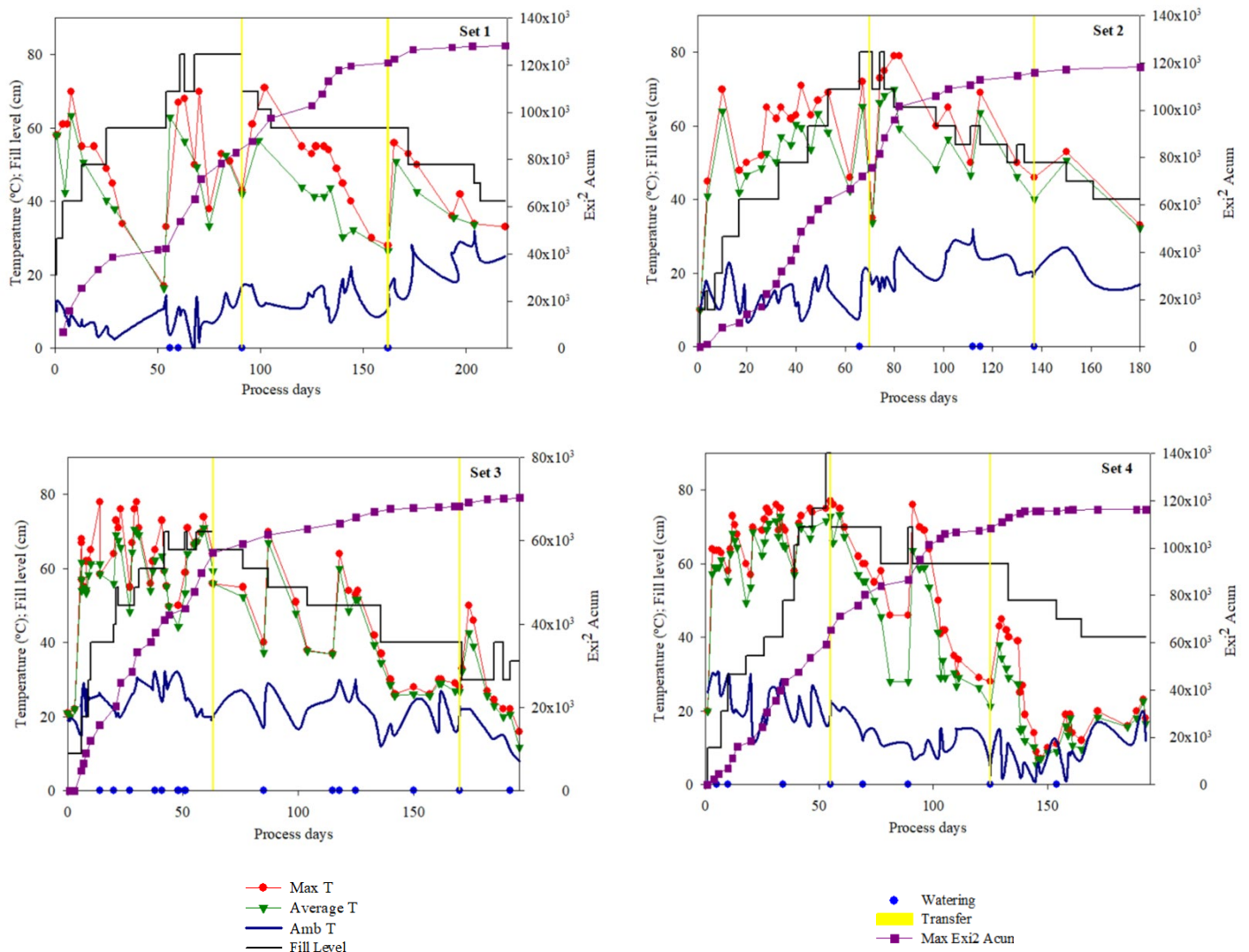
3.1. Thermal Behaviour of the Composting Sets

The study of the temperature development during the composting process allows us to verify the evolution of the biological processes that enhance the reduction of pathogens in the compost [27]. Figure 3 shows the evolution of temperatures in the four processes studied. It can be observed that, in the initial phases of the process, temperatures higher than 60 °C were reached in practically all the composting sets in the first 2–3 process days. Similarly, during the first days of the process and until the maximum filling of the composter was reached (about 80% of composter capacity) (until process day 70, 60, and 52 for sets 2, 3, and 4, respectively), the temperature remained in thermophilic values (≤ 40 °C) in all cases, except for set 1, which showed a higher variability in the thermal profile. Gaspar et al. [28] also reported a rapid increase in the temperature in the first few days during the composting of food waste. However, throughout the processes, several drastic drops and rises in the temperature values of the composting sets were observed (Figure 3). The high temperatures reached in the processes diminished water content in the mixtures due to evaporation losses, reducing the microbial activity in the composting mass, with this being reflected in a temperature

decrease. With water incorporation, the temperature increased due to the recovery of the process (blue points in Figure 3). Moreover, the transfer of the mass to the corresponding module (yellow lines in Figure 3) also implied a temperature increase, due to the homogenization and aeration of the mixture. The maximum temperatures observed in the composting sets were 73, 79, 78, and 77 °C for sets 1 to 4, respectively, with these values being higher than the optimal temperature range that ensures sanitization in the composting mass [27]. These temperatures were higher than those recorded in previous studies using similar wastes [1,29] and were in line with those obtained by Wang et al. [27] in a composting experiment using kitchen waste and Storino et al. [30] in a study of composting of vegetable food waste with garden waste. In addition, the duration of the bio-oxidative phase of the composting sets was very long, lasting more than 130 days in all the sets, except for set 4, whose bio-oxidative stage lasted 89 days, probably due to this module managing the least amount of biowaste (674 kg, Table 4). However, the duration of the bio-oxidative phase, even in set 4, was similar to that observed by Álvarez-Alonso et al. [21] in a study with compost made from organic fraction collected separately from municipal waste mixed with urban pruning waste. Extended periods of thermophilic temperatures indicate a good evolution of the composting process [29]. In contrast, the duration of the bio-oxidative phase is significantly longer than that described in studies where the mixtures are inoculated with microorganisms [28]. Thus, all the four composting sets fulfilled the European Union requirements for the temporary duration of certain temperatures with the aim of ensuring compost sanitization [31] and maximum pathogen reduction [30].

In addition, the degree of exothermicity was assessed using the cumulative quadratic exothermicity index (EXI^2) [32], which indicates the intensity of the bio-oxidative phase (Figure 3). This index was determined as the quadratic sum of the daily difference between the temperature inside the set and the temperature of the environment during the bio-oxidative phase of composting [32]. Sets 1, 2, and 3 obtained the highest EXI^2 value with 127,252, 118,568, and 116,225 °C², respectively, while set 4 showed the lowest value with 70,289 °C². The sets with the highest values obtained (sets 1 and 2) were the ones with the highest amount of waste managed (in kg, Table 1). The incorporation of important quantities of waste produced a raise in the temperature values during the process and enhanced its maturity [30]. This EXI^2 value was in the range of those recorded by Álvarez-Alonso et al. [21] during composting of organic fraction of municipal solid waste and, consequently, lower than those recorded by Vico et al. [32] and Pelegrín et al. [33] in composting processes using agro-industrial organic wastes. As observed by Wang et al. [27] in small-scale composting, all the composting sets showed a slight reactivation of the process after each addition of material and subsequent mixture, although only in set 2 was this increase higher than the temperatures reached during the first few days of the process. This reactivation was greater in the cases where the material was transferred to the next composting module and irrigation was also applied.

Figure 3. Evolution of temperature and EXI² index in the four composting sets studied.



3.2. Organic Matter Development

As shown in Figure 4, the OM degradation was most pronounced during the bio-oxidative composting phase, when temperatures were at their maximum values, with sets 2 and 4 showing the highest degradation during the first days of the process. The degradation of OM remained stable from about day 80 onwards. This demonstrates the microbial stability of the organic compounds in the final compost.

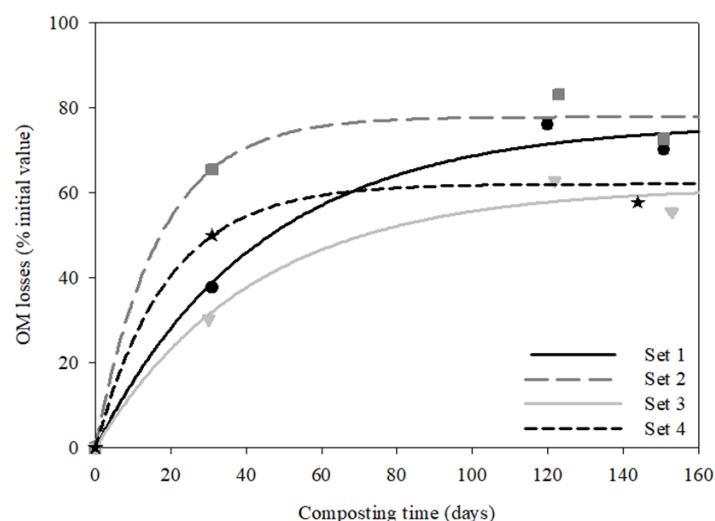


Figure 4. Organic matter (OM) losses (%) in the composting sets. Lines represent the curve fitting for each set.

The following parameter values (A : maximum degradation; k : rate constant; R^2 : coefficient of determination; standard deviation in parentheses; SEE : standard error of estimate; and **: significant at $p < 0.01$) were obtained by fitting the OM loss to a first-order kinetic equation:

Set 1: $A = 76.38 (0.02)$; $k = 0.02 (0.005)$; $R^2 = 0.9900$; $F = 198.0 (**)$; $SEE = 4.28$

Set 2: $A = 77.89 (3.75)$; $k = 0.05 (0.016)$; $R^2 = 0.9870$; $F = 151.3 (**)$; $SEE = 5.26$

Set 3: $A = 61.39 (4.66)$; $k = 0.02 (0.006)$; $R^2 = 0.9828$; $F = 114.3 (**)$; $SEE = 4.57$

Set 4: $A = 62.13 (3.06)$; $k = 0.05 (0.013)$; $R^2 = 0.9791$; $F = 141.5 (**)$; $SEE = 4.30$

All of the equations were significant at $p < 0.01$. As can be seen from the values of F , sets 1, 2, and 4 fit this equation better than set 3, which obtained the lowest value (114.3). The values obtained from the equations were slightly higher than those obtained by Pelegrin et al. [33] in a composting experiment with agri-food sludge and similar to those obtained by Saez et al. [34] with livestock waste. Comparing the values of A , associated with the maximum degradation of OM, and of k , related to the rate of the process, it can be observed that set 2 showed the highest values. This could be due to this set showing the greatest initial OM contents, probably more degradable than in set 1, which could be explained by the important heterogeneity of the food waste used in the mixtures. Conversely, set 3 showed the lowest A and k values and the worst fit of the model. Previous studies of composting using similar wastes have reported that high fat contents in the raw materials inhibit the decomposition of organic matter in a composting process, since the development of the microbiota associated with the composting process is inhibited at high fat concentrations, reducing the conversion of OM to humus [35]. In this study, set 3 was the mixture with the highest proportion of

FW, and thus this composting set probably contained a higher fat content than the rest, which could explain the lowest degradation rate observed in this composting set.

3.3. Evolution of the Physico-Chemical and Chemical Parameters

Table 4 shows the evolution of the most relevant parameters in the sets during the composting process. The initial pH values in the set mixtures (Table 4) were within the optimal range (5.0–8.0) for the suitable development of the bacteria and fungi typical of the composting process [23].

During the process, a progressive increase in pH was observed in the sets, up to values in the alkali range of 8.1 to 8.9 at the end of the composting period (Table 4), values that are in line with those previously observed in composting experiments using similar organic wastes [25,28,36]. The EC showed a similar trend to pH with initial values range from 3.6 to 5.8 dS m⁻¹ and an increase to final values between 4.6 to 7.5 dS m⁻¹. This increase could be associated with the observed organic matter degradation (Figure 4) and the subsequent concentration of soluble salts in the composting mass, as well as due to the absence of excessive irrigation, since the process was carried out in closed composting modules [37]. In general, the final composts showed high EC values, mainly due to the mineralization processes associated to the composting process, but especially due to the initial EC values showed by the FW, with EC initial values higher than 5 dS m⁻¹ (Tables 2 and 3). Salt concentrations in the final composts above 4 dS m⁻¹ can be detrimental to crops [38,39], so it would be advisable to mix such materials with others prior to their use to reduce their salt content [4].

On the other hand, OM concentrations were high at the beginning of the process in all the sets, with values of 92.0, 93.4, 87.6, and 92.1% for sets 1 to 4, respectively (Table 4). These values decreased with the composting process to final values of 76.7, 78.5, 75.3, and 78.9% for sets 1 to 4, respectively, with these values widely fulfilling EU regulations, which stipulate that a compost must contain a minimum of 15% organic matter calculated on a dry matter basis following the composting process [31].

Table 4. Evolution of the main parameters during composting time (dry weight basis).

Samples	pH	EC (dS m ⁻¹)	OM (%)	TN (%)	TOC (%)	TOC/TN	Na (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)
<i>Set 1: 78.5% FW1 + 21.5% CPW1</i>									
M1	6.7 a ± 0.0	4.75 b ± 0.05	92.0 d ± 0.7	2.49 b ± 0.03	45.5 b ± 0.9	18.3 c ± 0.2	4.89 a ± 0.16	13.1 b ± 0.5	3.23 a ± 0.10
M2	7.2 b ± 0.1	6.67 c ± 0.06	87.5 c ± 0.6	1.82 a ± 0.01	44.1 b ± 0.3	24.4 d ± 0.2	5.88 b ± 0.04	12.0 a ± 0.1	3.62 a ± 0.03
M3	8.2 c ± 0.1	4.15 a ± 0.03	72.5 a ± 0.5	2.66 c ± 0.02	39.7 a ± 0.3	15.0 b ± 0.1	6.79 c ± 0.05	15.7 c ± 0.1	15.8 c ± 0.1
M4	8.9 d ± 0.1	6.51 c ± 0.23	76.7 b ± 0.6	2.89 d ± 0.04	40.4 a ± 0.3	14.1 a ± 0.2	12.8 d ± 0.1	19.4 d ± 0.1	12.1 b ± 0.2
LSD	0.2	0.33	1.6	0.01	1.4	0.5	0.28	0.7	0.3
<i>Set 2: 77.1% FW2 + 22.9% CPW2</i>									
M1	5.7 a ± 0.0	4.39 a ± 0.03	93.4 d ± 0.7	2.21 b ± 0.02	51.7 d ± 0.1	23.5 c ± 0.2	3.66 b ± 0.03	5.58 a ± 0.05	3.06 a ± 0.03
M2	7.7 b ± 0.1	5.41 b ± 0.05	82.1 c ± 1.2	2.36 c ± 0.02	45.6 c ± 0.4	19.4 b ± 0.2	5.19 c ± 0.19	14.9 b ± 0.6	4.88 b ± 0.13
M3	8.3 c ± 0.1	6.23 c ± 0.06	69.1 a ± 0.5	1.70 a ± 0.01	40.0 a ± 0.3	23.7 c ± 0.2	2.21 a ± 0.02	14.4 b ± 0.1	16.4 d ± 0.2
M4	8.4 c ± 0.1	7.47 d ± 0.08	78.5 b ± 0.6	3.31 d ± 0.04	44.2 b ± 0.4	13.4 a ± 0.1	9.34 d ± 0.07	21.7 c ± 0.2	8.95 c ± 0.06
LSD	0.2	0.15	2.2	0.07	1.0	4.1	0.28	0.8	0.30
<i>Set 3: 83.5% FW3 + 16.5% CPW3</i>									
M1	6.2 a ± 0.1	5.82 a ± 0.07	87.6 d ± 0.6	3.64 c ± 0.03	47.0 c ± 0.4	13.0 b ± 0.1	7.36 a ± 0.15	12.9 a ± 0.3	6.78 a ± 0.14
M2	6.7 b ± 0.1	6.10 b ± 0.04	82.9 c ± 0.6	3.08 a ± 0.02	43.5 b ± 0.3	14.2 c ± 0.1	8.93 b ± 0.10	16.7 b ± 0.2	7.75 b ± 0.08
M3	8.2 c ± 0.1	6.32 c ± 0.10	71.8 a ± 0.6	3.08 a ± 0.02	39.7 a ± 0.3	13.0 b ± 0.1	9.41 c ± 0.07	19.5 c ± 0.1	11.4 c ± 0.1
M4	8.1 c ± 0.1	6.93 d ± 0.05	75.3 b ± 0.7	3.32 b ± 0.03	39.5 a ± 0.3	12.0 a ± 0.1	11.3 d ± 0.2	21.5 d ± 0.4	14.7 d ± 0.3
LSD	0.2	2.23	1.7	0.07	0.8	0.3	0.39	0.7	0.45
<i>Set 4: 80.4% FW4 + 19.6% CPW4</i>									
M1	5.9 a ± 0.0	3.63 a ± 0.04	92.1 d ± 0.7	2.09 a ± 0.03	44.3 a ± 0.4	21.3 d ± 0.2	4.50 c ± 0.05	11.3 b ± 0.1	7.09 c ± 0.07
M2	6.9 b ± 0.1	4.26 b ± 0.09	84.9 c ± 0.6	3.28 b ± 0.02	50.4 c ± 0.4	15.5 c ± 0.1	3.05 a ± 0.03	9.41 a ± 0.08	5.28 a ± 0.04
M3	8.3 c ± 0.1	4.52 bc ± 0.04	82.6 b ± 0.6	3.47 c ± 0.03	46.3 b ± 0.3	13.4 b ± 0.1	4.17 b ± 0.03	14.3 c ± 0.1	6.01 b ± 0.05
M4	8.3 c ± 0.2	4.63 c ± 0.15	78.9 a ± 0.7	3.51 c ± 0.03	44.1 a ± 0.4	12.6 a ± 0.1	5.61 d ± 0.06	15.0 d ± 0.2	9.15 d ± 0.10
LSD	0.3	0.25	1.7	0.07	1.0	0.3	0.13	0.3	0.18

M1: initial stage; M2: thermophilic stage; M3: end of bio-oxidative stage; M4: end of maturity. FW: food waste for different sets; CPW: campus pruning waste. EC: electrical conductivity; OM: total organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen. Data values reported as mean value ± standard error. Average values in a column followed by the same letter are not significantly different at $p < 0.05$ (Tukey-b test). LSD: least significant difference at $p < 0.05$.

As a consequence of the loss of the composting mass due to the decomposition of the raw materials, the TN concentration increased in sets 1, 2 and 4. In contrast, this parameter exhibited a slight decline in set 3 during the composting process, which showed the highest value at the beginning of the process (Table 4). This decline could be attributed to the lower proportion of bulking material in the mixture, which avoids N losses by volatilization. Pardo et al. [40] also reported in a review about gaseous emissions during organic waste management the significant effect of the bulking agent in the reduction of N losses during composting. In this sense, the minimization of the N losses during composting not only increases the N contents of the compost obtained but also reduces odour emissions and thus environmental impacts, providing both economically and agronomically added value to the final compost, which can be used as a substitute for inorganic fertilizers in agriculture [3].

3.4. Agronomic Quality of the Final Composts

The main characteristics related to the agronomic value of the final composts are shown in Table 5. Macronutrient and micronutrient contents were high at the end of the process, showing TN values above 20 g kg^{-1} in all sets. These values were similar to those found by Alvarez-Alonso et al. [21] and Gómez-López et al. [6] in compost obtained from similar raw materials. On the other hand, these results were slightly higher than those found by other researchers in compost from livestock waste [34] or agro-industrial waste [23]. The final P content was higher than 10 g kg^{-1} in compost from sets 1 and 3 and lower in compost from sets 2 and 4. If these data are expressed as fertilizer units (P_2O_5), the values of 2.8, 2.0, 3.4, and 2.1 g kg^{-1} are observed for sets 1 to 4, respectively. The K content was higher than 15 g kg^{-1} in all cases. With regard to the fertilizer units (K_2O), the values observed were 2.3, 2.6, 2.6, and 1.7 g kg^{-1} for sets 1 to 4, respectively. The differences in the macronutrient contents observed among the different composting sets could be explained by the significant heterogeneity of the canteen biowastes, which also determines the contents in the final composts. Moreover, the development of the composting process also influences the nutrient contents in the final composts, as a consequence of the concentration effect due to the mass loss, reported in previous works [18,25,27]. However, these values were similar to those found in composts from canteen and/or kitchen biowastes [11,41]. The agronomic value of the composts, in terms of NPK content obtained, were 2.9-2.8-2.3, 3.3-2.0-2.6, 3.3-3.4-2.6, and 3.5-2.1-1.7 for compost from sets 1 to 4, respectively. These values were within the ranges reported in the literature by other researchers [6].

Table 5. Main agronomic and quality characteristics of final compost (data expressed on a dry weight basis).

Parameters	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Average	SD
EC (dS m ⁻¹)	8.9 ± 0.1	8.4 ± 0.7	8.1 ± 0.1	8.3 ± 0.2	8.4	0.3
TOC/TN ratio	14.1 ± 0.2	13.4 ± 0.1	12.0 ± 0.1	12.6 ± 0.1	13.0	0.9
TN (g kg ⁻¹)	28.8 ± 0.4	33.1 ± 0.4	33.2 ± 0.3	35.1 ± 0.3	25.1	14.9
P (g kg ⁻¹)	12.1 ± 0.2	8.9 ± 0.1	14.7 ± 0.3	9.2 ± 0.1	11.2	2.7
K (g kg ⁻¹)	19.4 ± 0.1	21.6 ± 0.2	21.4 ± 0.4	15.0 ± 0.2	19.4	3.1
Na (g kg ⁻¹)	12.8 ± 0.1	9.3 ± 0.1	11.3 ± 0.2	5.6 ± 0.1	9.7	3.1
Ca (g kg ⁻¹)	44.6 ± 0.5	20.8 ± 0.1	53.3 ± 1.1	47.2 ± 0.5	41.5	14.2
Mg (g kg ⁻¹)	3.0 ± 0.0	2.4 ± 0.0	3.5 ± 0.1	2.5 ± 0.0	2.9	0.5
Fe (mg kg ⁻¹)	870 ± 9	619 ± 6	659 ± 9	896 ± 15	761	143
Mn (mg kg ⁻¹)	67.0 ± 0.5	69.5 ± 0.6	81.6 ± 1.7	54.6 ± 0.7	68.2	11.1

EC: electrical conductivity; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen. SD: standard deviation. Data values reported as mean value ± standard error.

The main parameters for the evaluation of the maturity and stability of the final composts are presented in Table 6. It is well established that organic carbon is microbially metabolized to fulvic acids and then polymerized to stable humic acids to increase humic substances content during composting [38].

All the final composts showed values of Cex, HA, and FA similar to those reported by other studies using organic wastes with similar nature [19,25,35]. However, while the compost from set 1 showed the lowest values for the humic acid-like C, the compost from set 4 showed the best results, indicating that when a lower amount of waste is managed per set and the FW:CPW ratio is adjusted (approximately 80:20), the degree of humification of the compost and its agronomic quality are improved. The humification indices calculated in this study (Table 6) exceeded in all the composts the values established by Roletto et al. [42] (RH > 7; HI > 3.5; Pha > 62 and polymerization ratio > 1) and by Iglesias-Jimenez and Pérez-García [43] (HI > 13 and polymerization ratio > 1.6) for mature composts. The compost from set 1 was the only compost that did not verify the limit value for HI established by Iglesias-Jimenez and Pérez-García [43]. In general, all the composts, except that from set 1, showed CEC values higher than 60–67 meq/100 g OM, the range established for compost maturity [43]. On the other hand, the germination index (GI) was above 50% in all the composts (Table 6), the limit value established by Zucconi et al. [25] to demonstrate the absence of phytotoxicity in organic materials. These values are similar to those found in kitchen waste-derived compost [30], municipal waste compost [44,45], and livestock compost [46]. Furthermore, all composts showed an adequate level of stability, according to the stability test described by Brinton et al. [26].

Table 6. Parameters of compost maturity and stability (data expressed on a dry weight basis).

Parameters	Compost from Set 1	Compost from Set 2	Compost from Set 3	Compost from Set 4	Average	SD
HA (%)	4.7	5.9	5.8	7.2	5.9	1.0
FA (%)	2.7	2.9	2.6	3.2	2.9	0.3
HR (%)	18.3	19.9	21.3	23.6	20.8	2.2
HI (%)	11.6	13.3	14.7	16.3	14.0	2.0
Pha (%)	63.5	67.0	69.0	69.2	67.2	2.6
Polymerization rate	1.7	2.0	2.2	2.3	2.1	0.3
GI (%)	101	75.2	77.8	104.5	89.7	15.4
CEC (meq 100 g ⁻¹ OM)	55.0	125	113	76.7	92.4	32.3
Stability test	V, Stable	V, Stable	V, Stable	V, Stable		

HA: humic-acid-like carbon; FA: fulvic-acid-like carbon; HR: humification ratio; HI: humification index; Pha: percentage of humic-acid-like carbon; CEC: cation exchange capacity; OM: organic matter; GI: germination index. SD: standard deviation.

3.5. Potentially Toxic Elements and Pathogens

The contents of heavy metals and pathogens were assessed in the final composts to evaluate the potential chemical and sanitary risks associated with their use, also comparing them with the limit values established in the European normative on fertilizers [31] (Tables 7 and 8). Concerning the heavy metals, all the composts fulfilled the criteria established by the European normative [31] (Table 7), the levels being even lower than those reported in composts from similar organic wastes (Table 7), such as those from the organic fraction of municipal solid wastes mixed with different bulking materials [8,11,25].

Table 7. Heavy metal content in the final composts from each composting set (data expressed on a dry weight basis) compared to the limit values of the European legislation on fertilizers.

	Compost from Set 1	Compost from Set 2	Compost from Set 3	Compost from Set 4	Average	SD	EU limit values ¹
Co (mg kg ⁻¹)	0.7 ± 0.01	0.5 ± 0.02	0.9 ± 0.05	0.6 ± 0.17	0.7	0.2	–
Cu (mg kg ⁻¹)	16.6 ± 0.2	20.9 ± 0.3	21.2 ± 0.5	23.6 ± 0.4	20.6	2.9	300
Zn (mg kg ⁻¹)	143 ± 1	318 ± 3	316 ± 7	400 ± 4	295	109	800
Cr (mg kg ⁻¹)	9.2 ± 0.1	8.9 ± 0.1	11.1 ± 0.6	12.5 ± 1.1	10.4	1.7	–
Cd (mg kg ⁻¹)	0.2 ± 0.003	0.2 ± 0.007	0.1 ± 0.012	0.5 ± 0.096	0.3	0.2	1.5
Pb (mg kg ⁻¹)	2.4 ± 0.02	3.0 ± 0.29	1.9 ± 0.16	3.6 ± 0.23	2.7	0.7	120
Ni (mg kg ⁻¹)	3.4 ± 0.2	4.0 ± 0.1	4.0 ± 0.1	6.8 ± 0.4	4.5	1.5	50
As (mg kg ⁻¹)	1.0 ± 0.17	0.2 ± 0.10	1.1 ± 0.01	1.6 ± 0.10	1.0	0.6	40

¹ According to EU normative [31]. SD: standard deviation. Data values expressed as mean value ± standard error.

Furthermore, to assure the sanitary quality of the end-products, the final materials were tested for organisms that could cause a biological risk, such as fecal coliforms (*E. coli*), *Salmonella* spp., included in the European normative on fertilizers [31], and *Listeria monocytogenes* (Table 8). All the composts verified the sanitary criteria established by the European legislation [31], with the absence of *Salmonella* spp./25 g compost and levels of *E. coli* < 1000 CFU/g compost, with the exception of the compost obtained in the composting set 2, which exceeded the limit proposed by European legislation for this pathogenic group [31].

Table 8. Pathogenic groups in the final composts.

Pathogen	Compost from Set 1	Compost from Set 2	Compost from Set 3	Compost from Set 4	EU Limit values ^a
<i>Escherichia coli</i> (UFC/g compost)	9	1.1 × 10 ⁶	93	460	<1000 CFU ¹
<i>Listeria monocytogenes</i> ²	Absence	Absence	Presence	Presence	–
<i>Salmonella</i> spp. ²	Absence	Absence	Absence	Absence	Absence ²

^a According to EU normative [31]. ¹ Colony-forming units (CFU) in 1 g compost; ²: presence or absence in 25 g compost.

Listeria monocytogenes was not detected in the composts from sets 1 and 2, whereas it was present in the composts from sets 3 and 4. The higher contents of *E. coli* in the compost from set 2 and the presence of *Listeria* in composts from sets 3 and 4 could be

related to a possible re-contamination of the samples after their collection. This fact was also reported by Alvarez-Alonso et al. [21] in composts from the organic fraction of municipal solid waste, since no high values of *E. coli* or presence, in the case of *Listeria*, were observed in the samples prior to maturation (61 CFU/g and absence, respectively). Moreover, the thermophilic phase of the composting process in these sets also fulfilled the criteria established in the European normative (55 °C or more at least 14 days), which guarantee the sanitization of the compost. Thus, these results have shown that to ensure the hygienic quality of the biowaste composts, not only is a proper process development required, reaching thermophilic temperature values during the established period of time to ensure pathogen elimination, but also the adequate management of the final composts, avoiding an improper handling of the material that can reintroduce pathogens.

4. Conclusions

The community composting of food waste from small producers, such as the canteen services of the UPNA's Arrosadia university campus, together with pruning waste from the same campus, represents an initiative that allows the management and valorization of this type of waste within a circular economy framework. The study of the thermal evolution of the four composting sets has demonstrated the capacity of the mixtures studied to reach temperatures of over 70 °C, which are effective in sanitizing the compost. Furthermore, it has been demonstrated that this type of proximity management allows the production of mature and stable composts with optimal characteristics, with high contents in macro- and micronutrients and the absence of environmental and sanitary risks, without pathogens and potentially toxic elements. Thus, these composts could be safely used in not only the campus gardening to close the loop in the university campus itself, but also with agricultural purposes due to their suitable agronomic and maturity characteristics. In addition, the assessment of the composting sets has revealed an important process uniformity and homogeneity in the quality of the final products, which guarantees the reproducibility of the system. The results obtained have confirmed the consistency and efficiency of this biological treatment in this scenario, encouraging the implementation of criteria aimed at standardizing this approach to biowaste management. Therefore, this approach allows to close the loop with the transformation of this type of waste in a resource in a local way, reducing the impacts associated with the traditional disposal of these biowastes, but also contributing to increase the environmental awareness at an educational level.

Author Contributions: Conceptualization, M.Á.B., M.D.P.-M., J.S.-A., R.P., I.I., and C.Á.-A.; methodology, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., E.M.-S., and I.I.; software, M.Á.B., M.D.P.-M., and C.Á.-A.; validation, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., I.N., I.I., and M.L.; formal analysis, C.Á.-A., E.M.-S., and I.I.; investigation, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., I.I., I.N., E.M.-S., and M.L.; resources, M.Á.B., M.D.P.-M., J.S.-A., R.P., and I.I.; data curation, M.Á.B., M.D.P.-M., C.Á.-A., and E.M.-S.; writing—original draft preparation, M.Á.B. and C.Á.-A.; writing—review and editing, M.Á.B., C.Á.-A., I.I., and I.N.; visualization, M.Á.B., M.D.P.-

M., C.Á.-A., I.I., R.P., J.S.-A., and M.L.; supervision, M.Á.B. and M.D.P.-M.; project administration, M.Á.B. and M.D.P.-M.; funding acquisition, M.Á.B. and M.D.P.-M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the research project NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033, and it was supported by the Spanish Ministry of Universities with a PhD contract (FPU21/01207) to the first author.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement:

Data Availability Statement: The data presented in this study are available in this article.

Acknowledgments: The authors wish to thank the Public University of Navarre (UPNA-NUP) and the UPNA canteens for their participation in this study.

Conflicts of Interest: All the authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Abbreviations

The following abbreviations are used in this manuscript:

FW	food waste
CPW	campus pruning waste
UPNA	Public University of Navarre

References

1. Bello, H.; Ajao, J.O.; Sadiku, N.A. Co-composting of sawdust with food waste: Effects of physical properties on composting process and products quality. *Detritus* **2022**, *23*, 3–15. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1548107/v1>.
2. García-Prats, M.; González, D.; Moral-Vico, J.; Madrid-López, C.; Sánchez, A. Implementing community composting in primary schools: First experiences at Universitat Autònoma de Barcelona, Spain. *Eng. Proc.* **2023**, *37*, 37. <https://doi.org/10.3390/ecp2023-14730>.
3. Hungría, J.; Gutiérrez, M.C.; Siles, J.A.; Martín, M.A. Advantages and drawbacks of OFMSW and winery waste co-composting at pilot scale. *J. Clean. Prod.* **2017**, *164*, 1050–1057. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.029>.

4. Awasthi, M.K.; Pandey, A.K.; Khan, J.; Bundela, P.S.; Wong, J.W.C.; Selvam, A. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresour. Technol.* **2014**, *168*, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.048>.
5. Rao, J.N.; Parsai, T. A comprehensive review on the decentralized composting systems for household biodegradable waste management. *J. Environ. Manag.* **2023**, *345*, 118824. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118824>.
6. Gómez-López, M.D.; El Bied, O.; Beltrá, J.C.; Yanardag, I.H.; Gómez, C.; Faz, Á.; Zornoza, R. Strategies for the sustainable management of the organic fraction of municipal waste. *Appl. Sci.* **2022**, *12*, 9400. <https://doi.org/10.3390/app12199400>.
7. Panaretou, V.; Vakalis, S.; Ntolka, A.; Sotiropoulos, A.; Moustakas, K.; Malamis, D.; Loizidou, M. Assessing the alteration of physicochemical characteristics in composted organic waste in a prototype decentralized composting facility. *Environ. Sci. Pollut. Resear.* **2019**, *26*, 20232–20247. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05307-7>.
8. Bruni, C.; Akyol, Ç.; Cipolletta, G.; Eusebi, A.L.; Caniani, D.; Masi, S.; Colón, J.; Fatone, F. Decentralized community composting: Past, present and future aspects of Italy. *Sustainability* **2020**, *12*, 3319. <https://doi.org/10.3390/su12083319>.
9. Xiong, Z.Q.; Wang, G.X.; Huo, Z.C.; Yan, L.; Gao, Y.M.; Wang, Y.J.; Gu, J.-D.; Wang, W.D. Effect of aeration rates on the composting processes and nitrogen loss during composting. *Appl. Environ. Biotech.* **2017**, *2*, 20–28. <https://doi.org/10.26789/AEB.2017.01.003>.
10. Storino, F.; Plana, R.; Usanos, M.; Morales, D.; Aparicio-Tejo, P.; 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* **2018**, *10*, 690. <https://doi.org/10.3390/su10030690>.
11. Keng, Z.X.; Chong, S.; Ng, C.G.; Ridzuan, N.I.; Hanson, S.; Pan, G.T.; Lau, P.L.; Supramaniam, C.V.; Singh, A.; Chin, C.F.; et al. Community-scale composting for food waste: A life-cycle assessment supported case study. *J. Clean. Prod.* **2020**, *261*, 121220. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121220>.
12. Torrijos, V.; Dopico, D.C.; Soto, M. Integration of food waste composting and vegetable gardens in a university campus. *J. Clean. Prod.* **2021**, *315*, 128175. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128175>.
13. Marcello, B.; Di Gennaro, V.; Ferrini, S. Let the citizens speak: An empirical economic analysis of domestic organic waste for community composting in Tuscany. *J. Clean. Prod.* **2021**, *306*, 127263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127263>.

14. Pai, S.; Ai, N.; Zheng, J. Decentralized community composting feasibility analysis for residential food waste: A Chicago case study. *Sustain. Cities Soc.* **2019**, *50*, 101683. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101683>.
15. Mu, D.; Horowitz, N.; Casey, M.; Jones, K. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Manag.* **2017**, *59*, 476–486. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.026>.
16. Lim, S.L.; Lee, L.H.; Wu, T.Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* **2016**, *111*, 262–278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>.
17. González-Sierra, R.P.; Arizmendiarieta, S.J.; Sánchez, B.P.; Irigoien, I.; Duarte, G.N. Community Composting. A Practice Guide for Local Management of Biowaste. Zero Waste Europa. 2019. Available online: <https://sites.google.com/view/fearesiduos/> (accessed on 18 November 2020).
18. Sánchez, A. Decentralized composting of food waste: A perspective on scientific knowledge. *Front. Chem. Eng.* **2022**, *4*, 850308. <https://doi.org/10.3389/fceng.2022.850308>.
19. Gao, X.; Yang, F.; Yan, Z.; Zhao, J.; Li, S.C.; Nghiem, L.D.; Li, G.; Luo, W. Humification and maturation of kitchen waste during indoor composting by individual households. *Sci. Total Environ.* **2021**, *814*, 152509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152509>.
20. FCQAO, Federal Compost Quality Assurance Organization. *Method Books for the Analysis of Compost*; University of Essen: Duisburg, Germany, 1994.
21. 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.; et al. Municipal Solid Waste Management in a Decentralized Composting Scenario: Assessment of the Process Reproducibility and Quality of the Obtained Composts. *Agronomy* **2024**, *14*, 54. <https://doi.org/10.3390/agronomy14010054>.
22. Bustamante, M.A.; Alburquerque, J.A.; Restrepo, A.P.; de la Fuente, C.; Paredes, C.; Moral, R.; Bernal, M.P. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioener.* **2012**, *43*, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.010>.
23. CEN EN 13039:1999 E; European Committee for Standardization. Soil Improvers and Growing Media-Determination of Organic Matter and Ash. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium, 2011. standard method CEN13039.
24. Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Marhuenda-Egea, F.C.; Pérez-Espinosa, A.; Bernal, M.P.; Moral, R. Co-composting distillery wastes with animal manure: Carbon and

- nitrogen transformations and evaluation of compost stability. *Chemosphere* **2008**, 72, 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.030>.
25. Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* **1981**, 22, 54–57.
 26. Brinton, W.F.; Evans, E.; Droffner, M.L.; Brinton, R.B. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* **1995**, 36, 1–16.
 27. Wang, Y.; Tang, Y.; Li, M.; Yuan, Z. Aeration rate improves the compost quality of food waste and promotes the decomposition of toxic materials in leachate by changing the bacterial community. *Bioresour. Technol.* **2021**, 340, 125716. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125716>.
 28. Gaspar, S.S.; Assis, L.L.R.; Carvalho, C.A.; Buttrós, V.H.; Ferreira, G.M.R.; Schwan, R.F.; Pasqual, M.; Rodrigues, F.A.; Rigobelo, E.C.; Castro, R.P.; et al. Dynamics of microbiota and physicochemical characterization of food waste in a new type of composter. *Front. Sustain. Food Syst.* **2022**, 6, 960196. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.960196>.
 29. Oviedo-Ocaña, E.R.; Dominguez, I.; Komilis, D.; Sánchez, A. Co-composting of green waste mixed with unprocessed and processed food waste: Influence on the composting process and product quality. *Waste Biomass Valor.* **2019**, 10, 63–74. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0047-2>.
 30. Storino, F.; Menéndez, S.; Muro, J.; Aparicio-Tejo, P.M.; Irigoyen, I. Effect of feeding regime on composting in bins. *Compost Sci. Util.* **2017**, 25, 71–81. <https://doi.org/10.1080/1065657x.2016.1202794>.
 31. EU. Regulation (EU) 2019/1009, 2019. Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertiliser products, amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. *Off. J. Eur. Union* **2019**, L 170, 1-114.
 32. 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. Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge. *J. Environ. Manag.* **2018**, 226, 408–415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.035>.
 33. Pelegrín, M.; Sáez-Tovar, J.A.; Andreu-Rodríguez, J.; Pérez-Murcia, M.D.; Martínez-Sabater, E.; Marhuenda-Egea, F.C.; Pérez-Espinosa, A.; Bustamante, M.A.; Agulló, E.; Vico, A.; et al. Composting of the invasive species *Arundo donax* with sewage and agri-food sludge: Agronomic, economic and environmental aspects. *Waste Manag.* **2018**, 78, 730–740 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.029>.

34. Sáez, J.A.; Clemente, R.; Bustamante, M.Á.; Yañez, D.; Bernal, M.P. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm—Agronomical and environmental implications. *J. Environ. Manag.* **2017**, *192*, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.040>.
35. Liu, J.; Shen, Y.; Ding, J.; Luo, W.; Zhou, H.; Cheng, H.; Wang, H.; Zhang, X.; Wang, J.; Xu, P.; et al. High oil content inhibits humification in food waste composting by affecting microbial community succession and organic matter degradation. *Bioresour. Technol.* **2023**, *376*, 128832. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128832>.
36. Mandpe, A.; Tyagi, L.; Paliya, S.; Chaudhry, S.; Motghare, A.; Kumar, S. Rapid-in-house composting of organic solid wastes with fly ash supplementation: Performance evaluation at thermophilic exposures. *Bioresour. Technol.* **2021**, *337*, 125386. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125386>.
37. Paredes, C.; Bernal, M.P.; Roig, A.; Cegarra, J. Effects of Olive Mill Wastewater Addition in Composting of Agro Industrial and Urban Wastes. *Biodegradation* **2001**, *12*, 225–234. <https://doi.org/10.1023/A:1017374421565>.
38. Zhou, G.; Xu, X.; Qiu, X.; Zhang, J. Biochar influences the succession of microbial communities and the metabolic functions during rice straw composting with pig manure. *Bioresour. Technol.* **2019**, *272*, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.135>.
39. Manu, M.K.; Kumar, R.; Garg, A. Performance assessment of improved composting system for food waste with varying aeration and use of microbial inoculum. *Bioresour. Technol.* **2017**, *234*, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.023>.
40. Pardo, G.; Moral, R.; Aguilera, E.; Del Prado, A. Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review. *Global Change Biol.* **2015**, *21*, 1313–1327. <https://doi.org/10.1111/gcb.12806>.
41. Alves, D.; Villar, I.; Mato, S. Community composting strategies for biowaste treatment: Methodology, bulking agent and compost quality. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **2024**, *31*, 9873–9885. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25564-x>.
42. Roletto, E.; Barberis, R.; Consiglio, M.; Jodice, R. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle* **1985**, *26*, 46–47.
43. Iglesias-Jiménez, E.; Pérez-García, V. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* **1992**, *38*, 331–343.
44. Oviedo-Ocaña, E.R.; Marmolejo-Rebellon, L.F.; Torres-Lozada, P. Evaluation of the addition of wood ash to control the pH of substrates in municipal biowaste composting. *Ing. Investig. Tecnol.* **2014**, *15*, 469–478. [https://doi.org/10.1016/S1405-7743\(14\)70355-5](https://doi.org/10.1016/S1405-7743(14)70355-5).

45. Awasthi, M.K.; Pandey, A.K.; Bundela, P.S.; Khan, J. Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. *Bioresour. Technol.* **2015**, *182*, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.104>.
46. Chen, M.; Wang, C.; Wang, B.; Bai, X.; Gao, H.; Huang, Y. Enzymatic mechanism of organic nitrogen conversion and ammonia formation during vegetable waste composting using two amendments. *Waste Manag.* **2019**, *95*, 306–315. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.027>.

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

**8.3. Publicación 3: ASSESSMENT OF BIOWASTE
MANAGEMENT IN DECENTRALIZED COMPOSTING PLANTS:
COMPOST OPTIMIZATION AND QUALITY CONTROL
INDICES. 2025.**

C. Álvarez-Alonso, M. López, N. Manrique-Córdoba, M.D.
Pérez-Murcia, I. Irigoien, I. Nogués, R. Moral, M.A.
Bustamante.

ASSESSMENT OF BIOWASTE MANAGEMENT IN DECENTRALIZED COMPOSTING PLANTS: COMPOST OPTIMIZATION AND QUALITY CONTROL INDICES

C. Álvarez-Alonso¹, M. López², N. Manrique¹, M.D. Pérez-Murcia¹, I. Irigoyen³, I. Nogués⁴, R. Moral¹, M.A. Bustamante¹

¹ *Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Spain*

² *Department d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Campus del Baix Llobregat, Edifici D4, C. Esteve Terradas, 8, 08860 Castelldefels, Spain*

³ *Department of Agricultural Production, Public University of Navarre (UPNA-NUP), 31006 Pamplona, Spain*

⁴ *Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo, Italy*

Corresponding author: M.A. Bustamante

E-mail address: marian.bustamante@umh.es

Abstract

The increasing production of organic wastes demands efficient systems to reduce the environmental impacts of their management. In the framework of the circular economy and in line with the current European Union directives that require the separate management of biowaste, the management of municipal organic waste has evolved to include new decentralized composting approaches tailored to local conditions. Thus, decentralized composting at small-scale plants aims to increase the local management and valorisation of this source-collected biowaste. Therefore, this study tries to compare and assess the efficiency of the composting processes of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW), developed at three decentralized small-scale composting plants during three composting cycles. For this, the composts obtained in the different plants were completely characterized and their quality was evaluated with a methodology based on the use of different indices (Fertilizing, Clean, Maturity and Pathogen indices) to classify and categorize the composts according to agronomic and environmental issues. The results obtained showed the feasibility of this decentralized composting model to manage the OFMSW, obtaining composts with suitable characteristics for their agricultural use, without posing any risk. The different quality control indices proposed in this study could be a useful and strategic tool to quickly categorize composts according to their main characteristics, although the value scores used to obtain the intervals should be adapted to local features of the materials treated and plant management.

Keywords: biowaste; compost quality; decentralized composting models; heavy metals; pathogens; compost quality indices.

1. Introduction

In accordance with the Directive 2008/98/EC and its subsequent amendments, waste is defined as "any substance or object which the holder discards or intends or is required to discard." It is widely acknowledged that the generation of waste is an inevitable consequence of urbanization, economic development and population growth (Cestonaro et al., 2022). Inadequate waste management results in the loss of valuable material and energy resources, which can have significant adverse effects on human health and the environment. Consequently, recent European legislative developments have focused on enhancing the efficiency of waste management practices by minimizing the environmental impacts of waste and promoting sustainability in the transition towards a circular economy. In 2020, 2,135 million tons were produced in the EU (about 4.815 kg of waste per capita), including mining and quarrying, manufacturing, energy, waste and water, construction and demolition and household (also "other") (Eurostat, 2024). On average, household waste accounts for the 9,4%, Bulgaria with the minimum value (2.0%) and Iceland with the maximum (39.2%), while more dense waste such as mining and construction, accounts for 23.4% and 37.5% respectively. Disposal has been reduced with an increase of recovery, to current values of 806 million tons of disposal and 1,165 million tons of recovery. Regarding values, about 200 million tons of household waste and 1,300 million tons of mining and construction waste, which is 6.5 times, while volume, would be about twice (400 million of m³ and 800 million of m³). Although the amount of waste recycled increased from 19% in 1995 to 47% in 2018 (Eurostat, 2020), is necessary to increase these values and maximize material recovery. In this context, the European Union, through a series of legislative actions (EU, 2019), has established the necessity for the separate management of bio-waste, which is primarily composed of household and green waste. This is with the aim of promoting its recycling through biological treatment at the source. The practice of composting has been the subject of extensive study for many years, with researchers investigating its potential as a sustainable method for managing a diverse range of waste materials (Saha et al., 2010; Jara-Samaniego et al., 2017; Álvarez-Alonso et al., 2024). The conventional approach to waste management entails the collection of waste generated in a specific region and its subsequent transportation to centralized processing and disposal facilities. This method of management needs a substantial financial investment for the construction, maintenance, and acquisition of machinery at the facilities, in addition to the costs associated with the transportation of waste over extended distances (Liu et al., 2023; Ashraf et al., 2024), which contribute to fuel consumption and greenhouse gas emissions (Bernal et al., 2017). These developments have resulted in the emergence of novel decentralized composting models, tailored to align with the legislative requirements and specific characteristics of each region. These models offer cost-effectiveness, flexibility and reliability, which are superior to their centralized counterparts (Nanlin et al., 2023). Decentralized urban composting enables the sustainable and decentralized management of organic waste on-site, thereby safeguarding human health and the environment (Storino et al., 2018). Also, regarding the experiences available in literature, home and community composting is a practice

that is spreading in all countries independently of income and development. Nevertheless, in some developing countries certain experiences highlight the role of women in activities such as environmental rather than men (Kusum and Yadav, 2010).

The collection system affects the amount of biowaste. In Catalonia, the generation per person and year varies from 41 kg to 111 kg, for kerbside containers and for door-to-door collection, respectively (ARC, 2020). The low collection in the kerbside container is because biowaste is lost in the non-selective fraction and accounts for up to 28 % (ARC, 2020). The quality of the compost produced both by collection systems differ particularly in the content of pollutants. The organic fraction collected in home and community composting (decentralized), which is a source selection by door-to-door system, presents lower values of non-biodegradable materials than those of kerbside collection (centralized systems), particularly when no source selection is done. The origin of the biowaste is directly related to its content in heavy metals (Huerta-Pujol et al., 2010), nutrients and organic matter (López et al., 2010), and also, with the content of heavy metals of the produced compost (Campos-Rodrigues et al., 2020). This makes home composting a potential source of good quality compost through the direct participation of users in the collection and treatment of their own waste, which increases environmental awareness, empowers citizens, approaches to food production (Martin and Vold, 2023), and even reduces wasting food (Marwood et al., 2018). The perception of citizens is usually far from knowing the purpose of the waste collected, because once it is disposed of it disappears from sight. The treatment facilities are usually in the surroundings of cities or even far away, and the compost produced is used also far away from the generators of the waste and generators, treatment and use, are absolutely dissociated. In that way, decentralized composting can help to approach this line between generation of waste and use of product, as well as put into value the effects of compost in the environment and food production.

Therefore, the main aim of this study was to assess the efficiency of the composting processes of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) carried out at three decentralized small-scale composting plants to produce hygienic and mature composts with characteristics that guarantee their quality and ensure their suitability for safe application in agricultural activity. For this, these processes were evaluated over the course of three composting cycles to study the reproducibility of the processes and of the end-products obtained and compost quality was evaluated using a methodology based on the use of different indices (Fertilizing, Clean, Maturity and Pathogen indices) to categorize the composts according to agronomic and environmental issues.

2. Material and methods

2.1. Description of the composting facilities and processes

In this study, a total of nine decentralized urban composting batches were evaluated, equivalent to three batches for each composting plant investigated. The composting plants were located in two different geographical regions in the north and northeast of

Spain: two in the Autonomous Community of Catalonia (Plants A and C) and one in the Foral Community of Navarra (Plant B). The composting plants in Catalonia used the organic fraction from the selective collection of municipal solid waste (OFMSW), mainly composed of household waste obtained through a door-to-door or specific bin for collection of this fraction. In contrast, the Navarra plant was supplied with OFMSW from large generators such as restaurants, nursing homes and community facilities. Yard trimmings (YT), a by-product of the maintenance of public green areas in each municipality, were delivered to each composting plant for incorporation into the composting mixtures as a co-composting material. At the Plant A located in Navarra, the garden clippings received were added to those generated on the farm where the composting plant is located. These materials corresponded to codes 202108 and 200201, respectively, for OFMSW and YT according to Commission Decision of 18 December 2014. In particular, at the facilities in Catalonia, recycled yard trimmings (RYT) obtained after sieving (particle size >10 mm) the produced composts were also incorporated to the initial mixtures to reduce the need of new YT. Nevertheless, RYT does not fit with the properties of fresh YT because the contribution as source carbon is lower and the content in nutrients is higher (López et al., 2010). The composts were prepared using two different systems: turned windrows, static windrows or both systems depending on the stage of the composting process. The capacity of the plants was from 750 t to 2000 t per year, which can be considered as very small size for Spanish plants according to Giron-Rojas et al. (2020). The main characteristics of the composting plants are shown in Table 1.

Table 1. Main technical and process features of the monitored composting facilities.

	Plant A	Plant B	Plant C
Capacity	750 t/year	1000 t/year	2000 t/year
Type of system	Static windrows	Turned windrows + Static windrows	Turned windrows
Covered area process	During the process, not in storage of finished compost	No	Yes
OFMSW reception	2-3 times a week	2-3 times a week	3 times a week
Materials and ratios	1OFMSW:1YT	1OFMSW:1YT	1OFMSW:1YT:1RYT
Mixture	Unifed	Turning machine	Turning machine
Decomposition phase	60 days	120 days	60 days
Maturation phase	60 days	60 days	60 days
Sieving	trommel 10 mm + densimetric table	Not implemented	trommel 10 mm + densimetric table
Irrigation system	sprinklers	hose	hose
Aeration	Forced aeration	Mechanical turning	Mechanical turning
Turning	Once a week during the first months, then once a month	Once a week during the first month. Then, at 60, 120 and 180 days	Once a week
Average windrow dimensions (m) (length/width/height)	8 x 2.5 x 2.5	44 x 2,5 x 0,7	25 x 2.5 x 1.3
Improper materials (%)	2 - 3 %	1%	5%

2.2. Analytical determinations in the raw materials and composting samples

The bulk density of the compost was determined as the weight of compost per unit volume, following the methodology described by Huerta-Pujol et al. (2010). Following the standard protocol of DIN EN 12176, the electrical conductivity (EC) and pH of compost samples were determined by a 1:10 (w/v) aqueous extract method using a conductivity/pH meter (Crison Instruments, S.A., Barcelona, Spain). Dry matter content was determined by subjecting the samples to drying at 105 °C for 12 hours, while total organic matter (TOM) was evaluated according to the CEN13039 standard method by loss on ignition at 550 °C for 24 hours. Total organic carbon (CT) and total nitrogen (TN) were analysed using an elemental analyser (Truspec CN, Leco, St. Joseph, MO, USA) by dry combustion at 950 °C and the CN ratio was determined as the quotient of both parameters. Extractable organic carbon (Cex), water soluble carbon (Cw), and fulvic acid-like carbon (Cfa) were determined using an automatic carbon analyser (TOCVCSN, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan), the latter being obtained after precipitation of humic acid-like carbon (Cha) of the 0.1 M NaOH extract at pH 2.0. Cha was calculated by subtracting Cfa from Cex. The cation exchange capacity (CEC) of the final composts was determined by the BaCl₂-triethanolamine method according to Lax et al. (1986). Additionally, macro and microelements, and potentially toxic elements were measured after HNO₃/HClO₄ digestion of these samples by ICP-OES (ICAP 6500 DUO, Agilent Technologies, Inc., Santa Clara, CA, USA). The germination index (GI) was calculated by combining measurements of *Lepidium sativum* L. seeds and root elongation (Zucconi et al., 1981). All the analytical determinations were performed in triplicate.

In addition, different indices were calculated to determine the maturity of the composts obtained, such as the humification ratio (HR), humification index (HI), polymerization rate and percentage of humic acids (Pha), which were calculated using the following formulae (Roletto et al., 1985; Iqbal et al., 2010):

$$(1) \text{ Humification ratio (HR) } = 100 (C_{\text{ext}}/C_{\text{T}})$$

$$(2) \text{ Humification index (HI) } = 100 (C_{\text{ha}}/C_{\text{T}})$$

$$(3) \text{ Percentage of humic acids (Pha) } = 100 (C_{\text{ha}}/C_{\text{ex}})$$

$$(4) \text{ Polymerisation rate } = C_{\text{ha}}/C_{\text{fa}}$$

2.3. Evaluation of microbial pathogens

Several groups of microbial pathogens (*Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, faecal coliforms (*E.coli*), Faecal streptococci and *Clostridium perfringens*) were evaluated in the final composts. The presence of *Salmonella* was determined after pre-enrichment in buffered peptone water for 24 hours at 37 °C, followed by a *Salmonella* Xpress hot incubation for 24 hours at 41.5 °C using the VIDAS test. The presence of *Listeria*

monocytogenes was determined after a Fraser hot incubation for 24 hours at 30 °C using the VIDAS test. Faecal coliforms (*E.coli*) were determined by incubation with TBX for 24 hours at 44 °C. Faecal streptococci were determined by incubation with KAA for 24-48 hours at 37 °C and the presence of *Clostridium perfringens* was determined by incubation with TSC for 24 hours at 44 °C. All these determinations were carried out in triplicate and the results were expressed as colony forming units per gram of fresh compost (CFU g⁻¹ compost) for Faecal streptococci and *Clostridium perfringens* and as most probable number (MPN g⁻¹ compost) for faecal coliforms (*E.coli*). The presence of *Salmonella* and *Listeria* was expressed as presence or absence.

2.4 Statistical analysis

The statistical analysis was conducted using Infostat Statistical Software (Infostat 2020). The results were evaluated using one-way ANOVA, and the differences between means were determined by post-hoc analysis with the Tukey test, with a significance level of $P < 0.05$. The normality of the data was previously assessed using the Shapiro-Wilk test.

3. Results and discussion

3.1. Characteristics of the raw materials

The contents of moisture, nitrogen and micronutrients and heavy metals in the OFMSW samples were similar for all the three plants and were also similar to those reported in previous works (Table 2). However, the EC values of plant B were higher than expected, which could be due to the presence of mineral nitrogen as ammonium, caused by the presence of improper materials (Table 1) (Campos-Rodrigues et al., 2020), or due to the nature of the materials themselves. All the initial organic feedstocks showed an acid pH, with values ranging from 5.4 to 5.7, which is consistent with the findings of previous research (Panaretou et al., 2019). This pH could be due to the collection and initial decomposition of the samples. The content of OM in plant A was higher, which could be due to the different management for waste collection in plants B and C, whose storing could have been longer, which coincides with higher values of BD and lower capacity plant, probably implying a quicker processing of the material arriving to the plant. The recorded values of TN, P and K were found to be in the range of those reported in previous studies (Alvarez-Alonso et al., 2023), while the levels of heavy metals in each plant were within the limits established by Spanish and European legislation to assure the safe use of compost in agriculture (BOE, 2023; UE, 2019).

Table 2. Characteristics of the raw materials used in the composting processes (composting plants A, B and C).

	OFMSW			YT			RYT
	Plant A	Plant B	Plant C	Plant A	Plant B	Plant C	Plant C
BD (kg L ⁻¹)	0.393 a ± 0.051	0.659 b ± 0.222	0.468 ab ± 0.138	0.281 a ± 0.054	0.275 a ± 0.042	0.248 a ± 0.076	0.472 ± 0.103
Moisture (%)	69.5 a ± 4.8	78.3 a ± 4.2	71.7 a ± 2.7	28.8 a ± 10.8	18.1 a ± 12.5	25.2 a ± 9.6	26.9 ± 1.8
pH	5.4 a ± 0.1	5.6 ab ± 0.3	5.7 b ± 0.2	7.0 b ± 0.1	7.1 b ± 0.5	6.2 a ± 0.3	8.6 ± 0.1
EC (dS m ⁻¹)	5.5 a ± 1.1	8.7 c ± 0.2	6.6 b ± 0.5	1.8 a ± 0.2	1.1 a ± 0.1	1.6 a ± 0.9	4.3 ± 0.3
OM (%)	87.5 b ± 4.0	79.1 a ± 0.6	76.3 a ± 3.8	70.5 a ± 10.1	71.2 ab ± 18.6	89.5 b ± 5.8	25.5 ± 8.0
TN (%)	2.6 a ± 0.6	2.4 a ± 0.3	2.6 a ± 0.5	1.0 a ± 0.1	0.6 a ± 0.2	0.6 a ± 0.3	1.5 ± 0.2
P (g kg ⁻¹)	6.5 a ± 1.9	4.3 a ± 1.5	5.7 a ± 1.1	1.3 a ± 0.2	1.1 a ± 0.4	0.8 a ± 0.5	16.4 ± 3.0
K (g kg ⁻¹)	11.2 a ± 3.1	16.0 b ± 2.3	12.3 a ± 1.8	7.3 b ± 0.8	6.5 ab ± 2.5	3.7 a ± 2.7	11.9 ± 0.9
Cd (mg kg ⁻¹)	0.06 a ± 0.01	0.09 ab ± 0.02	0.13 b ± 0.06	0.41 b ± 0.16	0.37 b ± 0.18	0.14 a ± 0.02	0.36 ± 0.09
Cr (mg kg ⁻¹)	18.4 a ± 11.5	12.5 a ± 3.9	18.8 a ± 3.3	90.2 c ± 25.3	58.2 b ± 15.8	28.7 a ± 7.3	96.8 ± 20.3
Cu (mg kg ⁻¹)	8.8 a ± 3.7	10.9 a ± 3.2	10.6 a ± 3.3	18.4 b ± 2.5	16.1 b ± 5.9	5.9 a ± 2.3	35.1 ± 9.3
Ni (mg kg ⁻¹)	4.7 a ± 2.9	3.8 a ± 2.0	4.5 a ± 1.6	24.7 b ± 7.4	12.4 a ± 3.7	7.5 a ± 1.6	26.3 ± 6.2
Pb (mg kg ⁻¹)	1.4 a ± 0.4	1.7 a ± 0.5	1.5 a ± 0.1	14.1 b ± 5.3	10.9 b ± 6.5	2.8 a ± 1.3	44.9 ± 39.3
Zn (mg kg ⁻¹)	32.3 a ± 8.2	33.3 a ± 9.0	37.5 a ± 1.3	63.5 b ± 16.0	40.3 a ± 13.5	28.6 a ± 10.0	94.8 ± 17.1

BD: bulk density; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; TN: total N. Data expressed as mean values ± standard error on dry weight basis. Mean values in a row for each raw material among plants A, B and C followed by the same letter are not significantly different at P < 0.05 (Tukey test).

Concerning the yard trimmings (YT) and recirculated yard trimmings (RYT), the parameter values between the plants demonstrate a greater discrepancy than those observed for OFMSW. However, the ranges can be considered consistent with the typical values reported for this material, including low BD, moisture, EC, nitrogen levels, and high OM (Gómez-López et al., 2022; Mira-Urios et al., 2025). In accordance with the prevailing hypothesis, the BD and moisture values were lower than those recorded for OFMSW. The observed discrepancy can be attributed to the inherent physical characteristics of the materials under investigation (Zhang et al., 2016). Nutrient levels, specifically P and K, were lower than those found in organic fertilizers made from OFMSW. Despite the higher levels of micronutrients and heavy metals detected, these fulfilled the limit values established by the European Union for safe utilization of compost as an organic amendment (EU, 2019). This fact may be associated with the proximity of trees to roadways and vehicle pollutants, as well as the wear and tear of the equipment employed for the removal of branches, which is frequently composed of metal alloys to ensure durability. RYT, which is only used in plant C, as it has carried one or more previous composting processes, showed BD, pH, EC and nutrient contents higher than YT, due to the concentration of mineral matter after the process, being OM concentrations lower due to its higher degree of degradation compared to YT.

3.2. Physico-chemical and chemical characteristics of the composts from the decentralized composting plants

The results of the agronomic characterisation of the compost obtained from each plant are shown in Table 3. The analysis revealed statistically significant variations among the three plants under investigation. The impact of the utilisation of complementary material with an optimal bulk density throughout the composting process on the ultimate quality of the compost has been substantiated by a multitude of studies (Zhang et al., 2016; Pérez-Murcia et al., 2021). BD is a key parameter that determines the porosity of the composting mass and, consequently, influences the maintenance of optimal aeration conditions, which are conducive to the degradation of OM by microorganisms (Guidoni et al., 2018), also, it can suggest the degradation of OM along the process if monitored on dry basis (Huerta-Pujol et al., 2010). In the composts under study, the values found were 0.528, 0.586 and 0.664 kg L⁻¹ in wet basis composts and 0.310, 0.312 and 0.474 kg L⁻¹ in dry basis compost from plants A, B and C, respectively. These values are within the range of those obtained by other researchers in similar composting processes (Bustamante et al., 2012, Guidoni et al., 2018). However, the water content influences the value of bulk density. With regard to the moisture content of the composts studied, we observed average values of 38.2, 46.7, and 29.1% for plants A, B and C respectively. On the other hand, the lowest moisture level was obtained in plant C (29.1%), where the entire composting process was carried out under cover. While some studies indicate that final compost moisture levels below 35% may be linked to stable and mature compost (Oviedo-Ocaña et al., 2015), moisture levels below 30% may encourage further screening but may also impede the decomposition of organic matter during composting, resulting in poorly stabilized final materials (Girón-Rojas et al., 2020).

Table 3. Agronomic characteristics of the compost obtained in the composting plants A, B and C.

		Plant A	Plant B	Plant C		Plant A	Plant B	Plant C	
Fresh BD (kg L ⁻¹)	Average	0.528 a	0.586 ab	0.664 b	OM (%)	Average	58.0 b	42.2 a	43.7 a
	Range	0.641-0.357	0.640-0.502	0.743-0.575		Range	67.4-50.1	45.0-40.2	45.4-41.3
	CV	0.218	0.095	0.093		CV	0.116	0.042	0.031
Dry BD (kg L ⁻¹)	Average	0.310 a	0.312 a	0.474 b	C _T (%)	Average	33.4 b	25.5 a	25.8 a
	Range	0.374-0.262	0.377-0.261	0.559-0.377		Range	39.2-29.4	27.5-24.3	26.5-25.1
	CV	0.112	0.111	0.147		CV	0.117	0.046	0.019
Moisture (%)	Average	38.2 ab	46.7 b	29.1 a	TN (%)	Average	3.1 c	2.2 a	2.6 b
	Range	56.2-17.1	53.4-41.1	35.2-24.3		Range	3.4-2.8	2.7-1.9	2.9-2.3
	CV	0.399	0.067	0.143		CV	0.071	0.143	0.073
pH	Average	7.8 a	7.9 a	8.6 b	K ₂ O (%)	Average	1.6 b	1.2 a	1.9 b
	Range	8.1-7.2	8.1-7.5	8.8-8.5		Range	1.8-1.3	1.6-0.8	2.3-1.5
	CV	0.044	0.026	0.013		CV	0.123	0.245	0.150
EC (dSm ⁻¹)	Average	5.2 b	1.9 a	6.0 c	P ₂ O ₅ (%)	Average	2.8 b	1.7 a	2.6 b
	Range	5.8-4.7	2.5-1.1	6.7-5.1		Range	3.7-2.1	2.1-1.4	4.2-2.0
	CV	0.073	0.304	0.102		CV	0.200	0.147	0.300

BD: bulk density, EC: electrical conductivity, OM: organic matter, C_T: total organic carbon, TN: total nitrogen; CV: coefficient of variation. Data expressed as mean values on a dry weight basis. Mean values in a row among plants A, B and C followed by the same letter are not significantly different at $P < 0.05$ (Tukey test).

The mean pH values of the studied materials were of 7.8, 7.9 and 8.6 for plants A, B and C, respectively (Table 3), within the optimal range established by Li et al. (2013) for mature composts. The mean EC values for plants A, B, and C were 5.2, 1.9, and 6.0 dS m⁻¹, respectively. This variability showed the evident effect that the plant conditions in which the composting process occurs exert a discernible influence. In the case of the composting plant B, where the process takes place in the open air (without cover), the EC was clearly lower than that recorded in the compost from the rest of installations. This parameter was clearly influenced by the facilities of each plant, since the highest average values were recorded in Plant B, which did not have a covered area for the development of the composting process, and therefore the material was under the influence of the atmospheric conditions of the geographical area throughout the composting process, as previously observed in other research by Paredes et al. (2001). During the hydrological year 2023, when the composting processes were developed, an accumulated rainfall of 548.5 L m⁻² was recorded in the location of plant B, which could directly influence the leaching of salts from the processes. High salinity can cause detrimental effects on salinity-sensitive crops (Alvarez-Alonso et al., 2022), as well as negative effects on soils (Meena et al., 2019) or osmotic stress in plants (Arif et al., 2020). Furthermore, elevated EC values can impact the decomposition and humification of organic matter (OM), leading to the formation of compost with diminished humification and, consequently, a reduction in quality (Du et al., 2024). The OM content of the composts was of 58.0, 42.2 and 43.7%, respectively, for plant composts A, B and C. In a study conducted by Kim et al. (2018), the OM content of composted vegetable waste ranged from 49 to 64% after two cycles of composting and no phytotoxic effects or effects on plant development were observed. With regard to the total organic C, the mean values recorded for plants A, B and C were of 33.4, 25.5 and 25.8%, respectively. All the composts under study complied with the European requirement regarding the minimum organic carbon content that a compost must have (7.5%) in order to be used as an organic soil amendment (EU, 2019) (Table 3).

The quality of a compost in terms of its use as an organic soil amendment and organic fertilizer is defined by the concentration and availability of essential plant nutrients, especially N, P and K (Bernal et al., 2017). The values recorded for the main fertilizer components (TN, P₂O₅ and K₂O) in the studied composts are higher than those reported by Parihar et al. (2022) for compost derived from vegetable and fruit plant remains. Nevertheless, these values are comparable to those documented by Alvarez-Alonso et al. (2024) in a study of compost also derived from OFMSW in a decentralized composting scenario, such as small-scale community composting.

3.3. Maturity parameters in compost

The parameters defining the maturity of a compost were statistically different for the 3 plants studied (Table 4), with the exception of the percentage of humic acids. It is of great importance to assess the degree of maturity of a compost in order to avoid any potential adverse effects on crop development, human health and the environment. It is well documented that the humic substances present in the compost, in the form of

humic and fulvic acids, are responsible for determining the degree of fertility and quality of the compost. In this sense, the compost obtained in the plant A exhibited the highest humic acid-like C values, reaching levels comparable to those reported by Jakubus et al. (2022). However, plant B showed the lowest values, which are comparable to those reported by Qian et al. (2014) for compost from the agri-food industry.

Concerning the potential phytotoxicity of the composts obtained in the decentralized composting plants studied, all the composts exceeded the minimum value of 50% for mature compost established by Zucconi et al. (1981), with GI values of 73.8, 113.1 and 80.5%, for the composts from the plants A, B and C, respectively. These values are comparable to those identified by Álvarez-Alonso et al. (2024) in a study of municipal solid waste-derived compost from other decentralized composting scenarios. A compost with a low GI value may exhibit a low degree of humification, which could render it less effective for agricultural use (Du et al., 2024). Low GI values have been linked to a rapid increase in the temperature of the starting materials, resulting in the accumulation of low molecular weight substances that can inhibit both seed germination and root growth (Wang et al., 2022a). Conversely, Wang et al. (2022b) have associated high GI values with high humic substance content and complete mineralisation of materials subjected to fermentation periods longer than 300 days.

The CEC parameter typically demonstrated an increase over the course of composting. It is generally observed that the microbial decomposition of lignocellulosic substances in humus results in an increase in CEC. However, this process can be significantly influenced by the cooling phase of the compost, which regulates the synthesis of humic substances (Khalid et al., 2014). Consequently, a high degree of humification is associated with an increase in CEC, which in turn is linked to high levels of humic substances. In this instance, the mean CEC values observed were 94.9, 115 and 92 meq 100 g⁻¹ OM for plants A, B and C, respectively (Table 4). However, despite the highest CEC values being observed in plant B, this plant did not have the highest concentration of humic substances. This is potentially due to the open-air composting process, which may have resulted in rapid cooling of the composted mass, thereby hindering the formation of humic substances (Khalid et al., 2014).

Another parameter used globally to determine the maturity of a compost is the CT/TN ratio (Table 4). The mean values of the CT/TN ratio for the composts analysed in this study were lower than 12, which were within the range of 10-15, established for mature composts (Bernal et al., 2009). In a previous study, Roletto et al. (1985) defined the minimum values for the HR, HI, Pha and polymerization rate were of 7, 3.5, 50 and 1.0, respectively. All the composts surpassed the minimum values established by Roletto et al. (1985), thereby substantiating their maturity (Bernal et al., 2017). In a study of the maturity of compost based on biowaste, Jakubus et al. (2022) observed lower HR and polymerization rate values than those recorded in the present case. However, similar values were obtained in terms of HI. Zang et al. (2016) identified comparable values to those observed in the present study in a composting investigation of diverse mixtures of green waste with varying proportions of bulking material and compost.

Table 4. Maturity parameters of the composts obtained in the three composting plants.

		Plant A	Plant B	Plant C			Plant A	Plant B	Plant C
C _T /TN ratio	Average	10.7 ab	11.7 b	10.1 a		Average	40.9 b	21.3 a	38.1 b
	Range	11.5-9.6	13.1-10.1	10.9-8.7	HR (%)	Range	43.5-37.4	25.0-16.3	42.1-31.6
	CV	0.068	0.096	0.077		CV	0.056	0.153	0.082
CEC (meq 100g ⁻¹ OM)	Average	94.9 b	115.0 b	92.0 a		Average	31.4 b	15.3 a	29.6 b
	Range	114.6-70.7	143.6-88.1	115.8-69.3	HI (%)	Range	36.3-24.1	18.7-11.0	33.0-24.4
	CV	0.175	0.197	0.152		CV	0.167	0.183	0.085
Cext (%)	Average	13.6 c	5.5a	9.8 b		Average	3.8 b	2.6 a	3.5 ab
	Range	14.9-12.7	6.3-4.1	10.7-8.1	Cha/Cfa	Range	5.1-1.7	3.0-2.1	4.1-3.1
	CV	0.061	0.163	0.056		CV	0.383	0.127	0.079
Cha (%)	Average	10.29 c	3.92 a	7.62 b		Average	76.4 a	71.6 a	77.7 a
	Range	11.12-9.24	4.72-2.76	8.31-6.25	Pha (%)	Range	83.5-63.2	74.9-67.6	80.3-75.4
	CV	0.066	0.186	0.089		CV	0.117	0.035	0.017
Cfa (%)	Average	3.27 b	1.53 a	2.19 a		Average	73.8 a	113.1 b	80.5 a
	Range	5.49-2.10	1.78-1.25	2.44-1.85	GI (%)	Range	104.7-56.4	119.4-105.2	112.8-59.8
	CV	0.443	0.132	0.105		CV	0.244	0.047	0.263

C_T: total organic C; TN: total N; CEC: cation exchange capacity; OM: total organic matter; Cha: humic acid-like C; Cfa: fulvic acid-like C; HR: humification ratio; HI: humification index; Pha: Percentage of humic acids; GI: germination index; CV: coefficient of variation. Data expressed as mean values on a dry weight basis. Mean values in a row among plants A, B and C followed by the same letter are not significantly different at $P < 0.05$ (Tukey test).

3.4. Potential environmental risks: hazardous elements and pathogens

The study of potentially toxic elements, such as heavy metals, in compost is necessary to avoid potential environmental impacts, the use of compost with high heavy metal content being not allowed in agriculture (Mandal et al., 2014). Statistical analysis of heavy metal concentrations revealed significant disparities only in the parameters Pb, Cu and Zn (Table 5). The order of the total heavy metal content of the composts produced in plants A and B was $Zn > Cr > Cu > Cu > Ni > Pb > Cd$, while plant C showed a different order with $Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > Cd$. In all cases, the values recorded were below the limits set by European legislation for fertilizers and soil improvers (EU, 2019), assuring the use of these composts in agriculture without any environmental risks associated to heavy metal transfer (Jakubus et al., 2022, Rahman et al. 2023).

On the other hand, European legislation is explicit regarding the maximum permissible pathogen content of compost. The concentration of *E. coli* must be less than 1000 CFU/g of material, and the presence of *Salmonella* must be absent in 25 g of material (EU, 2019). These maximum values have been incorporated into Spanish national legislation for fertilizer products (BOE, 2023). Furthermore, the Spanish legislation sets forth the same limitations with regard to the utilization of compost as a substrate or component thereof (BOE, 2010). Additionally, it stipulates the absence of *Listeria monocytogenes* in 1 g of material, and Faecal streptococci content between 10⁴ and 10⁵ MPN g⁻¹, and a *Clostridium perfringens* content between 10² and 10³ MPN g⁻¹. In this regard, all the composts showed absence of *Salmonella* and values that fell below the established limits for Faecal streptococci and *Clostridium perfringens*. The thermophilic phase of the composting process is characterized by the attainment of elevated temperatures, which facilitate the maximum degradation of OM. This ensures the destruction of pathogens and, consequently, the sanitization of the compost (Bernal et al., 2017). However, despite the suitable duration of the thermophilic phase and the high temperatures reached during this stage in the composting processes in this study, *Listeria monocytogenes* was detected in two of the composts, and two others exceeded the permitted levels for *E. coli*. As no other indications of immaturity were identified in these materials, these values of microbial pathogens above the legislative limits may be attributed to a possible recontamination of the final compost. This could be due to a lack of space in the management system and the proximity of mature materials to fresh materials, or cross-contamination at the time of sample collection.

Table 5. Environmental risk parameters associated to potentially toxic elements in the compost obtained in the three composting plants.

		A	B	C	Maximum legislative value ¹ (mg kg ⁻¹)
Cd (mg kg ⁻¹)	Average	0.6 a	0.9 a	0.7 a	
	Range	0.8-0.4	2.0-0.3	0.8-0.5	3
	CV	0.126	0.876	0.142	
Cr (mg kg ⁻¹)	Average	56.2 a	54.5 a	50.8 a	
	Range	77.8-41.1	74.3-39.5	60.2-38.0	300
	CV	0.236	0.226	0.176	
Ni (mg kg ⁻¹)	Average	17.5 a	16.1 a	18.2 a	
	Range	24.4-10.9	20.6-12.4	24.4-13.6	100
	CV	0.286	0.171	0.207	
Pb (mg kg ⁻¹)	Average	16.0 a	15.3 a	30.3 b	
	Range	19.1-13.1	16.5-14.2	44.9-25.8	200
	CV	0.125	0.049	0.209	
Cu (mg kg ⁻¹)	Average	48.0 b	25.2 a	82.8 c	
	Range	61.4-38.2	32.4-21.4	99.4-64.0	400
	CV	0.166	0.184	0.168	
Zn (mg kg ⁻¹)	Average	118.6 a	112.2 a	275.3 b	
	Range	149.8-99.8	141.0-95.0	483.4-165.5	1000
	CV	0.144	0.156	0.482	

¹ According to the European legislation for fertilizers and soil improvers (EU, 2019). CV: coefficient of variation. Data expressed as mean values on a dry weight basis. Mean values in a row among plants A, B and C followed by the same letter are not significantly different at $P < 0.05$ (Tukey test).

3.5. Indices for compost quality assessment

To assess the potential differences between the composting processes and thus, on the quality and potential risks of the composts obtained in the different decentralized composting scenarios studied, a procedure for establishing quality indices to grade

composts according to their main properties (fertilizing value, maturity and potential environmental risks associated to the spread of heavy metals and pathogens) has been developed based on the methodology used by Saha et al. (2010). Thus, the analytical results of the composting samples that exhibited the potential to influence the fertilizer value (TOC, TN), phosphorus (P) and potassium (K) and clean value (heavy metals) were subjected to an adapted scoring system, based on that proposed by Saha et al. (2010) (fertilizer index and clean index, Table S1). Considering this methodology as a base, the fertilizer and clean indices have been modified and new indices have been proposed, the maturity index (based on GI, CEC, HR, HI, PHA and PI), and the pathogen index (content of *E. coli*, Faecal streptococci, *Clostridium perfringens*, *Listeria monocytogenes* and *Salmonella*), also being scored (Si value) from 1 to 5 to produce a weighing factor (Wi). The scoring values used for this paper are based on scientific and legal literature (Table S1).

The typical parameters associated with compost maturity, including GI, CEC, ratio CN, HR, HI, Pha and polymerization rate (Bernal et al., 2017; Li et al., 2023), were considered in the development of this maturity index. Consequently, GI values below 50% are assigned the lowest scoring value, as such composts are not considered to have reached full maturity (Li et al., 2023) and can potentially cause phytotoxicity (Paradelo and Barral, 2011; Sadeghi et al., 2023). The remaining values were determined according to the guidelines of Paradelo and Barral (2011), who stated that composts with values between 50-80% caused moderate phytotoxicity, values between 80-100% showed no phytotoxicity, and values above 100% for composts are considered as phytonutrients capable of stimulating seed growth and germination and are therefore assigned the highest score value (Si). Similarly, Harada and Inoko (1980) considered CEC values higher than 60 meq 100 g⁻¹ OM as indicator of compost maturity, therefore composts with lower CEC values are not considered mature and are given the lowest score value (Si). Moreover, Iglesias-Jiménez and Pérez-García (1992) established CEC values higher than 67 meq 100 g⁻¹ OM for mature compost and therefore obtain the highest score value (Si). Gouleke et al. (1981) established CT/TN ratio values below 20 for mature compost. However, Iglesias-Jimenez and Pérez-Garcia (1992) reduced this value to 12. In the present study, it was hypothesised that composts with CN ratio values above 20 would obtain the lowest score value, while those with values below 12 would obtain the highest score value.

Regarding to the humification parameters that define the maturity of a compost, Roletto et al. (1985) established that mature composts should have a HR > 7.0, a HI > 3.5, a PI > 1.0 and a Pha > 50. Subsequently, Iglesias-Jimenez and Pérez-Garcia (1992) proposed that mature composts should exhibit HI > 13, polymerization rate > 1.6 and Pha > 62. In this study, the aforementioned values have been employed to ascertain the maximum and minimum scoring values of each compost, in accordance with the ranges delineated in Table S1.

Concerning the contents in microbial pathogens, the European legislation places restrictions on the maximum permissible levels of *E. coli* and *Salmonella* spp. (EU, 2019).

However, Spanish legislation on fertilizer products (BOE, 2023), including organic amendments such as compost, also establishes limits for *Listeria monocytogenes*, *Clostridium perfringens* and *Faecal streptococci*. Based on both legislative limitations, scoring values (S_i) have been established for each pathogen (Table S1). Furthermore, a weight factor (W_i) has been established for each pathogen based on scientific knowledge regarding the risk associated with the presence of pathogens.

Consequently, each of the studied indices (fertilizing, clean, maturity and pathogens) of the composts used in this study was calculated by following generic formula (Saha et al. 2010):

$$(5) \text{ Fertilization index} = \frac{\sum_{i=1}^n S_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Thus, following the methodology developed by Saha et al. (2010), the fertilizing, clean, pathogen and maturity indices have been developed in this study (Tables 6 and 7). Thus, the contribution of each plant to each proposed index is shown in Figures 1a, b and c; while the contribution of the mean values of the three plants is shown in Fig. 1d. Thus, applying the intervals defined in Table 6, it shows mean values for the fertilizing index values of 3.63, 1.69 and 2.51 for plants A, B and C, respectively (Fig. 1a, b and c), clearly showing that the fertilizer quality of the composts obtained in the three plants is quite different, the compost from plant A obtaining the best score. Regarding the clean index, associated to the contents of heavy metals, all the values were quite similar and higher than the score value of 3 (Plants A: 3.99; B: 3.9; C: 3.28), close to the highest score (5), which indicates the absence of potential environmental risk associated to the heavy metal concentrations if the composts are used in agriculture. Thus, these results indicated that, according to the methodology for the compost quality assessment used by Saha et al. (2010), the composts from plant A would be identified as “Good quality. High fertilizing potential and medium heavy metal content”, while the composts from Plants B and C would be at “Medium quality. Medium fertilizing potential and medium heavy metals content”.

Concerning the indices proposed in this study, the Maturity and Pathogen indices, the composts from all the plants showed elevated score values, which indicates good quality concerning the maturity and pathogen content issues. Thus, all the composts obtained an average maturity index higher than 4.5 (Plant A: 4.55, B: 4.90 and C: 4.65), which could be associated with an optimum degree of maturity, according to the parameters considered and the limit values/ranges established in the scientific literature as optimal to guarantee the compost maturity. Regarding the Pathogen index, disparities between plants were more pronounced. As demonstrated in Figure 1, the composts from plant A and C obtained mean score values of 4.13 and 4.20, respectively. However, the mean score value of 3.85 obtained for plant B could be indicative of a lower degree of sanitization, which, as previously mentioned, may be due to recontamination of the end-product. These results may indicate that even if the levels of nutrients and pollutants are adequate, a low efficiency of the process could have occurred related to a short period process.

Table 6. Score value and weighting factor to define the Fertilizing index and Clean index used in the present study.

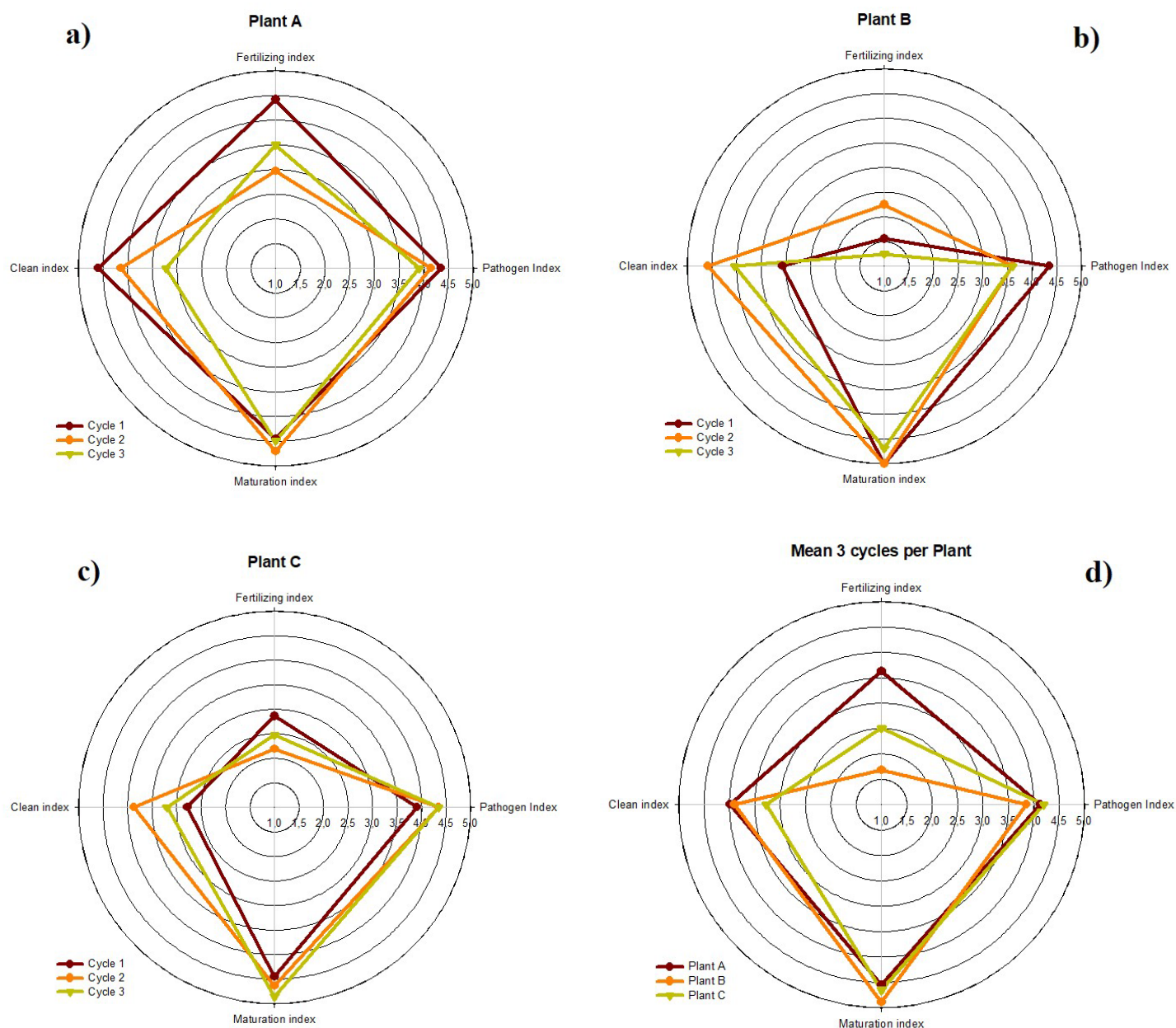
	Score value (Si)					Weighing factor (Wi)
	5	4	3	2	1	
Fertilizing index						
C _T (%)	> 38.2	38.2-33.9	33.8-29.6	29.5-25.3	< 25.3	5
TN (%)	> 3.30	3.30-2.80	2.79-2.30	2.29-1.80	< 1.80	3
P (%)	> 1.60	1.60-1.33	1.32-1.06	1.05-0.8	< 0.8	3
K (%)	> 1.70	1.7-1.4	1.39-1.10	1.09-0.8	< 0.8	1
Clean index						
Zn (mg kg ⁻¹)	< 115	115-231.2	231.3-347.3	347.4-463.4	> 463.4	1
Cu (mg kg ⁻¹)	< 23.4	23.4-48.0	48.1-72.7	72.8-97.4	> 97.4	2
Cd (mg kg ⁻¹)	<0.51	0.51-0.95	0.96-1.38	1.39-1.80	>1.80	5
Pb (mg kg ⁻¹)	<15.1	15.1-24.3	24.4-33.6	33.7-42.9	>42.9	3
Ni (mg kg ⁻¹)	<12.9	12.9-16	16.1-19.2	19.3-22.4	>22.4	1
Cr (mg kg ⁻¹)	<40.0	40.0-51.9	52.0-63.9	64-75.8	>75.8	3

C_T: total organic C; TN: total N.

Table 7. Criteria for assigning a weighting factor to the different parameters studied and a score value to the parameters for Maturity index and Pathogen index.

	Score value (Si)					Weighing factor (Wi)
	5	4	3	2	1	
Maturity index						
GI (%)	> 100	100.0-83.3	83.2-66.7	66.6-50.0	< 50	5
CEC (meq 100g ⁻¹ OM)	> 67	67.0-64.7	64.6-62.4	62.3-60.0	< 60	2
C _T /TN ratio	< 12	12.0-14.6	14.7-17.3	17.4-20.0	> 20	5
HR (%)	> 7	-	-	-	< 7	3
HI (%)	> 13	13.0-9.8	9.7-6.6	6.5-3.5	< 3.5	3
Pha (%)	> 62	62.0-58.0	57.9-54.0	53.9-50.0	< 50	3
Cha/Cfa	≥ 1	1.6-1.5	1.4-1.3	1.2-1.1	< 1	3
Pathogen index						
Faecal coliforms (<i>E. coli</i>)	< 10 ³	-	-	-	> 10 ³	5
Faecal streptococci	< 10 ⁴	10 ⁴ -4·10 ⁴	4.1·10 ⁴ -7·10 ⁴	7.1·10 ⁴ -10 ⁵	> 10 ⁵	4
<i>Clostridium perfringens</i>	< 100	10 ² -4·10 ²	4.1·10 ² -7·10 ²	7.1·10 ² -10 ³	> 10 ³	3
<i>Listeria monocytogenes</i> ¹	Absence	-	-	-	Presence	3
<i>Salmonella</i> ¹	Absence	-	-	-	Presence	5

GI: germination index; CEC: cation exchange capacity; OM: total organic matter; C_T: total organic C; TN: total N; HR: humification ratio; HI: humification index; Pha: Percentage of humic acids; Cha: humic acid-like C; Cfa: fulvic acid-like C. Data corresponding to microbial groups are expressed as MPN/g compost (*Faecal coliforms*, *Enterococci* and *Clostridium perfringens*). The rest of data are mean values expressed on a dry weight basis. ¹: Absence or presence in 25 g compost.



According to Giron-Rojas et al. (2020), the pollutant factor (PF) can be calculated by assigning a value to each heavy metal depending on the weighing factor given by Saha et al. (2010) as:

$$(6) \text{ PF (mg kg}^{-1}\text{)} = \text{Zn} \times 1 + \text{Cu} \times 2 + \text{Ni} \times 1 + \text{Cr} \times 3 + \text{Pb} \times 3 + \text{Cd} \times 5$$

In this case, the lower values would indicate better quality. The values for each plant are 451.5, 392.5 and 705.6 mg kg⁻¹ for Plants A, B and C, respectively, being the last one statistically significant from the other two. This coincides with the classification previously conducted, indicating that the composts produced in plant C seem to present a global higher content of heavy metals than those produced in the other plants, which is could be explained with the higher content of improper materials observed in the OFMSW processed in this plant (Table 1). The increase in the concentration of heavy

metals with the presence of improper materials was reported by Campos-Rodrigues et al. (2020) in a study about the effect on compost quality of improper materials in the biowaste.

4. Conclusions

The results obtained have shown that the management of the OFMSW conducted at decentralized composting plants makes possible to obtain final composts with fertilizing capacity and physico-chemical and chemical characteristics compatible with their use in agriculture, without causing risks to human health and the environment. In general, the comparison among the different decentralized composting plants showed a notable reproducibility and similarity between the composts obtained, the composts from the plant A having the best characteristics according to the different parameters associated to agronomic and environmental aspects. The use of the scheme approach proposed in this study to categorize the composts according to different quality control indices (Fertilizing, Clean, Maturity and Pathogen indices) could help to compare between different facilities according to the model and assess the quality of the compost produced at one sight. However, the value scores to produce the intervals should be adapted to local features of the materials treated and plant management.

5. Acknowledgments

This research has been financed by the research project NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) funded by MCIU/AEI/10.13039/501100011033, and it was supported by the Spanish Ministry of Universities with a PhD contract (FPU21/01207) to the first author. The authors wish to thank the Consell Comarcal del Pallars Jussà and Consell Comarcal del Pallars Sobirà, and JoseneaBio S.L.U. for its participation in this study.

6. References

- Álvarez-Alonso, C., Clemente, R., Bernal, M.P., 2022. Carbon and Nitrogen Mineralisation in Soils and Nutrient Efficiency of Digestates from Fruit and Vegetable Wastes. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 22, 4473–4486. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01049-7>
- Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M.D., Sánchez-Méndez, S., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., López, M., Nogués, I., Paredes, C., Orden, L., García-Ránde, 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. <https://doi.org/10.3390/agronomy14010054>
- ARC-Agència de Residus de Catalunya (Catalan Waste Agency) (2020). Annual Report. Generalitat de Catalunya. Available at: https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_2020.pdf [Consultation: 27/02/2025]

- Arif, Y., Singh, P., Siddiqui, H., Bajguz, A., Hayat, S., 2020. Salinity induced physiological and biochemical changes in plants: An omic approach towards salt stress tolerance. *Plant Physiol. Biochem.* <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.08.042>
- Ashraf, A.I., Mohareb, E., Vahdati, M., 2024. Evaluation of life cycle cost for the comparison of decentralized waste to composting and landfilling of municipal solid waste. *Discover Sustainability* 5, 202. <https://doi.org/10.1007/s43621-024-00409-w>
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel, F.C., 2017. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits, in: *Advances in Agronomy*. Academic Press Inc., pp. 143–233. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- BOE, 2023. Real Decreto 529/2023, de 20 de Junio, por el que se Modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de Junio, Sobre Productos Fertilizantes. *Boletín Off. Estado* N° 164, 51119–51207.
- Campos-Rodrigues, L., Puig-Ventosa, I., López, M., Martínez, F.X., Ruiz, A.G., Bertrán, T.G., 2020. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *J. Clean. Prod.* 251, 119601. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119601>
- CEN EN 13039:1999; Soil Improvers and Growing Media-Determination of Organic Matter and Ash. European Committee for Standardization: Brussels, Belgium, 1999.
- Cestonaro, T., de Vasconcelos Barros, R.T., de Matos, A.T., 2022. Municipal composting facility: Is it possible to produce a compost that complies with legislation over time? *Environ. Technol. Innov.* 26. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102342>
- DIN EN 12176:1998; Characterization of Sludge—Determination of pH Value. Deutsches Institut für Normung: Berlin, Germany, 1998.
- Eurostat, 2020. European Commission: Eurostat, Energy, transport and environment statistics – 2020 edition, Publications Office, 2020, <https://data.europa.eu/doi/10.2785/522192>
- EU. 2019. Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertiliser products, amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. *Off. J. Eur. Union* 2019, L 170, 1.
- Girón-Rojas, C., Gil, E., Garcia-Ruiz, A., Iglesias, N., López, M., 2020. Assessment of biowaste composting process for industrial support tool development through macro data approach. *Waste Manage.* 105, 364–372. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.019>
- Golueke, C.G. (1981). Principles of biological resource recovery. *BioCycle*, 22, 36-40.

- Gómez-López, M.D., El Bied, O., Beltrá, J.C., Yanardağ, İ.H., Gómez, C., Faz, Á., Zornoza, R., 2022. Strategies for the Sustainable Management of the Organic Fraction of Municipal Waste. *Applied Sciences*, 12. <https://doi.org/10.3390/app12199400>
- Guidoni, L.L.C., Marques, R.V., Moncks, R.B., Botelho, F.T., da Paz, M.F., Corrêa, L.B., Corrêa, É.K., 2018. Home composting using different ratios of bulking agent to food waste. *J. Environ. Manage.* 207, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.031>
- Harada, Y., Inoko, A., 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.* 26, 127–134. <https://doi.org/10.1080/00380768.1980.10433219>
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., López, M., 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 1095–1099. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.008>
- Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Valero, J., López, M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresour. Technol.* 101, 995–1001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.096>
- Iglesias-Jiménez, E., Pérez-García, V., 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38, 331–343. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90154-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90154-4)
- Iqbal, M.K., Shafiq, T., Hussain, A., Ahmed, K., 2010. Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. *Bioresour. Technol.* 101, 5969–5977. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.105>
- Jakubus, M., Spychalski, W., 2022. Evaluation of Agricultural Value of Composts Prepared from Municipal Biowastes in Different Conditions of Composting Process. *Agronomy*, 12(6), 1438. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061438>
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M.D., Bustamante, M.A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D.B., Gavilanes-Terán, I., Moral, R., 2017. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *J. Clean. Prod.* 141, 1349–1358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Khalid, I., Nadeem, A., Ahmed, R., Husnain, A., 2014. Conjunctive and mineralization impact of municipal solid waste compost and inorganic fertilizer on lysimeter and pot studies. *Environ. Technol.* 35, 487–498. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.833641>
- Kim, E.Y., Hong, Y.K., Lee, C.H., Oh, T.K., Kim, S.C., 2018. Effect of organic compost manufactured with vegetable waste on nutrient supply and phytotoxicity. *Appl. Biol. Chem.* 61, 509–521. <https://doi.org/10.1007/s13765-018-0386-0>

- Kusum, L.Y., Yadav, B. 2010. Intricacies perceived by farmwomen in undertaking agri-business activities. *Journal of Dairying, Foods and Home Sciences*, 29(1): 64-67
- Lax, A., Roig, A., Costa, F., 1986. A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials, *Plant and Soil*.
- Li, Y., Xue, Z., Li, S., Sun, X., Hao, D., 2023. Prediction of composting maturity and identification of critical parameters for green waste compost using machine learning. *Bioresour. Technol.* 385, 129444. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129444>
- Li, Z., Lu, H., Ren, L., He, L., 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93, 1247–1257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>
- Liu, J., Nauta, J., van Eekert, M.H.A., Chen, W.S., Buisman, C.J.N., 2023. Integrated life cycle assessment of biotreatment and agricultural use of domestic organic residues: Environmental benefits, trade-offs, and impacts on soil application. *Sci. Total Environ.* 897, 165372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165372>
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Bonmatí, A., Huerta-Pujol, O., 2010a. An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. *Bioresour. Technol.* 101, 1399–1405. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.031>
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Fernández, M., Huerta-Pujol, O., 2010b. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 222–228. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.003>
- Martin, W., Vold, L., 2018. Building capacity through urban agriculture: report on the askîy project. *Health Promotion and Chronic Disease Prevention in Canada* 38, 29–35. <https://doi.org/10.24095/hpcdp.38.1.06>
- Marwood, S., Byrne, N., McCarthy, O., Heavin, C., Barlow, P., 2023. Examining the Relationship between Consumers' Food-Related Actions, Wider Pro-Environmental Behaviours, and Food Waste Frequency: A Case Study of the More Conscious Consumer. *Sustainability* 15, 2650. <https://doi.org/10.3390/su15032650>
- Meena, M.D., Yadav, R.K., Narjary, B., Yadav, G., Jat, H.S., Sheoran, P., Meena, M.K., Antil, R.S., Meena, B.L., Singh, H. V., Singh Meena, V., Rai, P.K., Ghosh, A., Moharana, P.C., 2019. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. *Waste Manage.* 897, 165372. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.020>
- Mira-Urios, M.Á., Sáez, J.A., Orden, L., Marhuenda-Egea, F.C., Andreu-Rodríguez, F.J., Toribio, A.J., Agulló, E., López, M.J., Moral, R., 2025. Composting of Olive Mill Wastewater Sludge Using a Combination of Multiple Strategies: Assessment of Improvement in Biodegradability, GHG Emissions, and Characteristics of the End Product. *Agronomy* 15, 808. <https://doi.org/10.3390/agronomy15040808>

- Nanlin, L., Fan, L., Hua, Z., Liming, S., Pinjing, H., 2023. Environmental and economic assessment of the construction, operation, and demolition of a decentralized composting facility. *Sci. Total Environ.* 884, 163724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163724>
- Oviedo-Ocaña, E.R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L.F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., Sanchez, A., 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Manage.* 44, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034>
- Panaretou, V., Vakalis, S., Ntolka, A., Sotiropoulos, A., Moustakas, K., Malamis, D., Loizidou, M., 2019. Assessing the alteration of physicochemical characteristics in composted organic waste in a prototype decentralized composting facility. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 20232–20247. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05307-7>
- Paradelo Núñez, R., Teresa Barral, M., Paradelo, R., 2011. A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator Dynamic Soil, Dynamic Plant A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A., Cegarra, J., 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation* 12, 225–234. <https://doi.org/10.1023/A:1017374421565>
- Parihar, P., Choudhary, R., 2022. Quality Assessment of Composts from different Organic sources, in: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. Institute of Physics. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1084/1/012070>
- Pérez-Murcia, M.D., Martínez-Sabater, E., Domene, M.A., González-Céspedes, A., Bustamante, M.A., Marhuenda-Egea, F.C., Barber, X., López-Lluch, D.B., Moral, R., 2021. Role of proteins and soluble peptides as limiting components during the co-composting of agro-industrial wastes. *J. Environ. Manage.* 300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113701>
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle*, 46–48.
- Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., Zhang, Z., 2014. Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Manage.* 34, 530–535. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.007>
- Sadeghi, S., Nafez, A.H., Nikaeen, M., Mohammadi, F., Tady, D.J., Hatamzadeh, M., 2023. Microbial indicators in municipal solid waste compost and their fate after land application of compost. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 21, 85–92. <https://doi.org/10.1007/s40201-022-00841-y>
- Saha, J.K., Panwar, N., Singh, M. V., 2010. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing

quality control indices. Waste Manage. 30, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.041>

Storino, F., Plana, R., Usanos, M., Morales, D., Aparicio-Tejo, P.M., Muro, J., Irigoyen, I., 2018. 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 10. <https://doi.org/10.3390/su10030690>

Wang, G., Yang, Y., Kong, Y., Ma, R., Yuan, J., Li, G., 2022. Key factors affecting seed germination in phytotoxicity tests during sheep manure composting with carbon additives. J. Hazard Mater. 421. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126809>

Wang, J., Chen, X., Zhang, S., Wang, Y., Shao, X., Wu, D., 2022. Analysis of raw materials and products characteristics from composting and anaerobic digestion in rural areas. J. Clean. Prod. 338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130455>

Zhang, L., Sun, X., 2016. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. Waste Manage. 48, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>

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

Supplementary material

Table S1. Criteria for assigning a weighting factor to the different parameters studied and a score value to the parameters for Fertilizing index and Clean index according to Saha et al. (2010).

	Score value (Si)					Weighing factor (Wi)
	5	4	3	2	1	
Fertilizing index						
C _T (%)	> 20.0	15.1-20.0	12.1-15.0	9.1-12.0	< 9.1	5
TN (%)	> 1.25	1.01-1.25	0.81-1.00	0.51-0.80	< 0.51	3
P (%)	> 0.60	0.41-0.60	0.21-0.40	0.11-0.20	< 0.11	3
K (%)	> 1.00	0.76-1.00	0.51-0.75	0.26-0.50	< 0.26	1
Ratio C/N	< 10.1	10.1-15	15.1-20	20.1-25	> 25	3
Clean index						
Zn (mg kg ⁻¹)	< 151	151-300	301-500	501-700	701-900	1
Cu (mg kg ⁻¹)	< 51	51-100	101-200	201-400	401-600	2
Cd (mg kg ⁻¹)	< 0.3	0.3-0.6	0.7-1.0	1.1-2.0	2.0-4.0	5
Pb (mg kg ⁻¹)	< 51	51-100	101-150	151-250	251-400	3
Ni (mg kg ⁻¹)	< 21	21-40	41-80	81-120	121-160	1
Cr (mg kg ⁻¹)	< 51	51-100	101-150	151-250	251-350	3

C_T: total organic C; TN: total N. Data expressed as mean values on a dry weight basis.

**8.4. Publicación 4: AGRONOMIC USE OF URBAN
COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING
SCENARIOS: IMPLICATIONS FOR A HORTICULTURAL CROP
AND SOIL PROPERTIES. 2025.**

Cristina Álvarez-Alonso, María Dolores Pérez-Murcia,
Natalia Manrique, F. Javier Andreu-Rodríguez, M.A. Mira-
Urios, Ignacio Irigoyen, Marga López, Luciano Orden, Raúl
Moral, Isabel Nogués and María Ángeles Bustamante.

AGRONOMIC USE OF URBAN COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING SCENARIOS: IMPLICATIONS FOR A HORTICULTURAL CROP AND SOIL PROPERTIES

Cristina Álvarez-Alonso¹, María Dolores Pérez-Murcia¹, Natalia Manrique¹, F. Javier Andreu-Rodríguez¹, M.A. Mira-Urios¹, Ignacio Irigoyen², Marga López³, Luciano Orden¹, Raúl Moral¹, Isabel Nogués⁴ and María Ángeles Bustamante^{1,*}

¹ Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3.2, 03312 Orihuela, Alicante, Spain.

² Department of Agricultural Production, Public University of Navarre (UPNA-NUP), Pamplona, Spain

³ Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Campus del Baix Llobregat, Edifici D4, C. Esteve Terradas, 8 08860, Castelldefels, Spain.

⁴ Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300 Monterotondo (Rome) Italy.

*Correspondence: marian.bustamante@umh.es

Abstract: Circular economy in the context of municipal organic waste management has boosted the emergence of novel composting scenarios, such as community composting and decentralized urban composting in small installations, which favors localized management and valorization of organic waste streams. However, there is little information about the agronomic use of the composts obtained from these new organic waste management systems as an alternative for inorganic fertilization in crop production. In this work, municipal solid waste-derived composts from two decentralized composting scenarios (CM1 and CM2 from community composting, and CM3 and CM4 from decentralized urban small-scale composting plants) were applied and mixed in the top layer of a calcareous clayey-loam soil to assess their effects as alternative substitutes for conventional soil inorganic fertilization (IN) during two successive cultivation cycles of lettuce (*Lactuca sativa* L.) grown in pots with the amended soils. These treatments were also compared with an organic waste (goat-rabbit manure, E) and a control treatment without fertilization (B). The effects of the fertilizing treatments on the crop yield and quality, as well as on the properties of the soil considered were studied. In general, the application of the different composts did not produce negative effects on lettuce yield and quality. The compost-derived fertilization showed similar lettuce yields compared to the inorganic and manure-derived fertilizations (IN and E, respectively), and higher yields than the soil without amendment (B), with increases in the initial yield values of B, for the first cycle from 34.2% for CM1 to 53.8% for CM3, and from 20.3% for CM3 to 92.4% for CM1 in the second cycle. Furthermore, the organically amended soils showed a better crop development, obtaining higher values than the control treatment in the parameters

studied. In addition, the incorporation of the organic treatments improved the soil characteristics, leading to 1.3 and 1.2 times higher organic matter contents in the soils with CM2 and in the soils with CM1, CM3, and E, respectively, compared to the control soil without fertilizing treatment (B), and 2.0 and 1.8 times greater organic matter contents, respectively, compared to soil with inorganic fertilization (IN). Therefore, the use of municipal solid waste-derived composts from these new organic waste management systems, such as the decentralized composting scenarios studied (community composting and urban decentralized small-scale composting plants), is presented, not only as a sustainable valorization method, but also as an alternative for the use of inorganic fertilizers in lettuce cultivation, while enhancing soil properties, contributing to increasing the circularity of agriculture.

Keywords: community composting; decentralized composting plants; SPAD; soil quality; crop yield; *Lactuca sativa* L.

1. Introduction

In recent years, there has been a shift in municipal organic waste management models from a linear model to a circular model, where waste is considered as a new resource. The goal of the circular economy transition is to maximize the 'value' of the materials retained within the economy. However, the efforts toward the achievement of current targets have led to investments for processing high volumes of waste, but with low value. Therefore, the development of circular economy demands high-quality, secondary raw materials that can be fed back into production processes [1]. Thus, one of the main waste streams for its increasing generation is municipal solid waste (MSW), defined as the assorted mixture of solid discards generated by urban and rural conurbations/societies [2]. Despite the high diversity of this type of waste, the common constituents of this household waste include kitchen scraps, garden litter, and packaging [3]. MSW composts are the result of managing this type of waste by composting. This method is a win-win option that allows the management of these waste streams, also recovering nutrients essential for crop production, consequently enhancing crop yields and reducing expensive chemical fertilizer usage [4]. Traditionally, the composting of MSW has been carried out in centralized facilities, which require large areas and have environmental impacts associated with the long distances over which waste is transported [5]. In this context, the decentralized composting scenarios, such as community composting or composting in decentralized small-scale plants, have emerged as new systems for a more local method of management of organic waste streams, such as the organic fraction of MSW [5–8]. However, little information is available concerning the quality of the composts obtained in these composting scenarios, reflected in a lack of regulations and/or specific legislation [6]. On the other hand, the use of MSW composts has been widely studied in an important number of works, with different conditions and crops, due to their potential for agronomic, horticultural, and forestry applications in the agricultural sector, being mainly used as a soil amendment/enhancer or nutrient additive [2,9–11]. However, there is a lack of

information concerning the use of municipal waste composts from decentralized composting scenarios as organic amendments and/or fertilizers in agriculture.

The production of leafy vegetable crops (i.e., crops whose plant leaves are eaten as a vegetable) has significantly increased in recent years around the world, lettuce (*Lactuca sativa* L.) being one of the most important leafy vegetable crops worldwide [12]. Spain constitutes one of the main producers of this crop, with a lettuce production that exceeds 1 million tones and an area dedicated to its cultivation of around 34,000 ha [13]. However, the intensive crop production based on non-sustainable agricultural practices has produced different environmental impacts, such as those associated with soil degradation, overexploitation of natural resources, and/or groundwater contamination [14]. Leafy vegetable production such as lettuce must be transformed to a sustainable production, mainly based on increasing the amount and quality of the organic matter incorporated into the agricultural soils [15]. Thus, the use of fertilizing strategies based on municipal solid waste composts from decentralized composting scenarios can constitute a sustainable alternative for conventional inorganic fertilization in the production of leafy vegetables such as lettuce, favoring a closed-loop system without causing an impact on the environment. In this sense, it is essential to quantify the effects of these materials not only on the crop yield, but also on the plant development parameters, such as the leaf canopy cover, a fundamental visible growth indicator that measures the spatial area covered by plants [16,17]. This indicator provides important information concerning lettuce quality, since a broader leaf corresponds to maturity as part of its phenological development [17], and thus, foliar surface area of lettuce can be considered as a physiological indicator of its growth.

Therefore, the main aim of this work was to assess the effects of the characteristics of MSWcomposts from decentralized composting scenarios as organic amendments compared to other conventional treatments (inorganic fertilization, manure) for lettuce cultivation during two successive growing cycles. For this, the effects were studied on the following aspects: (i) soil physico-chemical, chemical, and biological properties; (ii) lettuce crop yield and plant development parameters, mainly evaluated using canopy cover (CANOPY) and leaf chlorophyll intensity (SPAD).

2. Materials and Methods

2.1. Characteristics of the organic amendments and soil used

A total of five organic amendments were used in this study, four composts from decentralized composting scenarios and an organic waste, a mixture of two animal manures. Two of the composts came from community composting areas, located in the Valencian Community (Spain) (CM1 and CM2), and the other two were from decentralized urban composting plants located in Catalonia and Navarre (CM3 and CM4, respectively). The organic waste used to compare the effects of the composts on the soil and on the lettuce crop was a mixture (50:50, volume:volume, V:V) of goat and rabbit manure (E). This waste was obtained from the experimental farm placed at the EPSO campus (Miguel Hernandez University, Orihuela, Spain). The principal characteristics of

the organic amendments used are summarized in Table 1. All the composts were prepared using the organic fraction of separately collected municipal organic waste mixed with urban pruning waste, obtained from the maintenance of public green areas at the corresponding municipalities. A more detailed description of the composting mixtures and the composting processes for CM1 and CM2 has been explained in previous research [5]. In the case of CM3 and CM4, the composting process was a standardized process with a proportion 1:1 (V:V) of the raw materials mentioned, carried out at two different decentralized plants.

Table 1. Characteristics of the organic treatments used in the experiment (dry weight basis).

	E	CM1	CM2	CM3	CM4
pH	7.6 ± 0.1	8.6 ± 0.1	8.1 ± 0.1	8.0 ± 0.1	7.6 ± 0.1
EC (dS m ⁻¹)	6.80 ± 0.26	6.07 ± 0.13	3.20 ± 0.09	5.19 ± 0.11	1.12 ± 0.02
OM (%)	84.1 ± 1.0	37.8 ± 0.5	38.2 ± 0.5	56.2 ± 0.9	40.8 ± 0.8
TOC (%)	40.8 ± 0.6	25.3 ± 0.3	23.5 ± 0.4	31.5 ± 0.4	24.6 ± 0.4
TN (%)	2.65 ± 0.03	2.11 ± 0.03	1.76 ± 0.02	2.85 ± 0.06	1.89 ± 0.03
TOC/TN ratio	15.3 ± 0.2	11.9 ± 0.2	13.3 ± 0.3	11.0 ± 0.2	13.0 ± 0.2
P ₂ O ₅ (%)	2.07 ± 0.03	1.72 ± 0.03	2.09 ± 0.03	2.17 ± 0.03	1.44 ± 0.03
K ₂ O (%)	2.35 ± 0.04	2.50 ± 0.04	1.06 ± 0.03	1.34 ± 0.02	0.86 ± 0.01
Mg (g kg ⁻¹)	6.10 ± 0.14	13.7 ± 0.2	8.89 ± 0.24	3.00 ± 0.08	3.91 ± 0.07
Ca (g kg ⁻¹)	17.8 ± 0.4	136 ± 3	152 ± 2	51 ± 1	112 ± 3
Na (g kg ⁻¹)	4.71 ± 0.08	7.02 ± 0.04	3.29 ± 0.09	5.49 ± 0.03	1.29 ± 0.03
Fe (g kg ⁻¹)	0.94 ± 0.01	4.33 ± 0.07	2.36 ± 0.03	6.79 ± 0.12	7.13 ± 0.32
Cu (mg kg ⁻¹)	58.8 ± 1.3	56.5 ± 1.0	20.7 ± 0.4	38.8 ± 0.9	31.7 ± 0.6
Mn (mg kg ⁻¹)	214 ± 6	211 ± 4	80 ± 3	153 ± 5	230 ± 3
Zn (mg kg ⁻¹)	441 ± 7	83.1 ± 1.3	65.7 ± 1.4	101 ± 2	102 ± 1
Cd (mg kg ⁻¹)	0.23 ± 0.00	0.34 ± 0.01	0.37 ± 0.03	0.51 ± 0.01	0.31 ± 0.01
Cr (mg kg ⁻¹)	8.28 ± 0.55	54.2 ± 9.8	22.0 ± 1.9	52.8 ± 2.0	70.7 ± 3.6
Ni (mg kg ⁻¹)	5.23 ± 0.11	18.1 ± 3.7	7.27 ± 0.35	18.5 ± 1.0	19.2 ± 1.3
Pb (mg kg ⁻¹)	1.61 ± 0.05	20.5 ± 8.2	9.07 ± 0.33	15.8 ± 0.4	15.0 ± 0.5

E: goat-rabbit manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants. EC: electrical conductivity; OM: total organic matter; TOC: total organic carbon; TN: total nitrogen.

Data value expressed as mean value ± standard deviation.

The composts used had suitable degrees of maturity and stability for their use as soil amendments, according to the criteria established by different authors, such as the following: total organic C to total N ratio (TOC/TN) < 20 [18] (Table 1); absence of phytotoxicity, with values > 50% [19] (96.2%, 109%, 99% and 115% for CM1, CM2, CM3 and CM4, respectively); and adequate stability (class V for all the composts), according to the self-heating stability test [20]. Furthermore, all the composts showed absence of *Salmonella* spp. and *E. coli* contents below the limit value (1000 MPN/g compost), as well as low contents of heavy metals, according to the limits established by the European legislation [21].

The soil used in this experiment was obtained from the surface layer (0–25 cm) of an agricultural soil located at the Research Station of the EPSO campus, Miguel Hernandez University, Orihuela, Alicante, Spain) (38°4′ 0″ N, 0°58′ 0″ W and elevation 24 m above sea level). The soil was a calcareous clayey-loam soil classified as Xerofluvent [22], with alkaline pH, poor concentrations in organic C, and low electrical conductivity values (Table 2).

Table 2. Characteristics of the soil used for the lettuce crop production during two growing seasons. Data expressed on a dry weight basis.

Parameter	Value
pH	8.1 ± 0.2
EC (dS m ⁻¹)	0.40 ± 0.02
Cox (%)	0.50 ± 0.02
Cw (%)	0.12 ± 0.51
Total Kjeldahl N (mg kg ⁻¹)	595 ± 1
NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹)	7.9 ± 0.36
NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	51.1 ± 6.5
Available P (mg kg ⁻¹)	60.3 ± 4.7
Soil texture	Clayey-loam
% Coarse sand	60
% Silt	12.5
% Clay	27.5

EC: electrical conductivity; Cox: oxidizable organic carbon. Cw: water-soluble organic C. Data value expressed as mean value ± standard deviation.

2.2. Experimental set up

Seven treatments were set up in polyethylene pots of 1 L using a completely randomized design with six replicates per treatment during two successive cultivation cycles. The

treatments were as follows: control soil without fertilization (B), goat-rabbit manure (E), compost from decentralized composting scenarios (CM1 and CM2 from community composting, and CM3 and CM4 from decentralized urban composting plants), and inorganic fertilization (IN) using inorganic NPK fertilizer 15-15-15. The fertilizing treatments were applied considering the N requirements of the lettuce [23], following a normalized and single N application dose of 210 kg N ha⁻¹ for the organic amendments, while the inorganic fertilization was applied at an equivalent dose of 150 kg N ha⁻¹, considering a mineralization rate of 18% for the composts. For this, the polyethylene pots were filled with 1 kg of soil, previously air-dried and passed through a 2 mm mesh to remove any large particles and plant debris. Thus, the treatments were incorporated and mixed superficially. Prior to this, the organic amendments were dried in an oven at 60 °C and sieved to a particle size of less than 5 mm. Deionized water was added to all the treatments to reach 50% of the soil water holding capacity, which was maintained throughout the experiment. The treatments were incorporated into the soil one week before planting. Then, commercial seedlings of lettuce (*Lactuca sativa* L.) var. Little Gem Incitatos with uniform size were planted in the pots one week after establishing the treatments. This lettuce variety is a baby-leaf lettuce, whose cultivation period is around 30-50 days, and it requires well-drained, moist soils. This variety has elongated leaves that generally show an intermediate green color, with whitening towards the inside, and are small, tight, and wrinkled, with a smooth edge and a highly developed and prominent central nerve. They form closed, compact heads of 10-15 cm in height and approximately 8-10 cm in diameter, usually having a maximum weight between 125 and 190 g [24,25]. After planting, the pots were placed in a controlled environment chamber under non-leached conditions, with an average temperature of 21 °C, relative humidity of 60%, and with a photoperiod of 12 h of light and 12 h of darkness. This was achieved using artificial lamps (RX600, SolrayR 385, Helsinki, Finland). The treatments were randomly distributed in the growth chamber and regularly rotated. The first growing cycle was considered finished when most of the plants reached the commercial size (on day 30 after planting). Then, the plants were harvested and soil samples were collected from the pots prior to planting again for the second growing cycle, which also ended one month after planting.

The effects of the different treatments on the soil characteristics, as well as the residual effects of the treatments after harvest, were determined at the beginning of the experiment (T1), end of the first cultivation cycle, which coincided with the beginning of the second cultivation cycle (T2), and end of the second cultivation cycle (T3). Thus, soil samples were collected at T1 (0 days), T2 (30 days), and T3 (60 days) after the incorporation of the treatments as destructive samples, and the soil samples were divided into two subsamples: one was immediately frozen at -4 °C for biological determinations, while the second subsample was air-dried for the remaining analytical determinations. In the lettuce samples, crop yield was assessed by cutting and weighing all of the aerial biomass at samplings T2 and T3, prior to washing and drying the plants at 45 °C in an air-forced oven for 72 h to determine dry weight. A portion of each plant

was also stored at -80°C for other determinations. Afterwards, the plant samples were ground to a 0.5 mm powder for analytical characterization.

2.3. Analytical determinations

In the soil samples, pH and the electrical conductivity were determined using aqueous extracts prepared at a ratio of 1:5 (w/v) and 1:2.5 (w/v), respectively, using a pH meter and conductimeter, respectively (Crison Instruments, S.A., Barcelona, Spain). Total Kjeldahl N and oxidizable organic C (Cox) were assessed by the Kjeldahl and Walkley and Black modified methods, respectively [21], while soil texture, soil respiration and available P were determined with the methodology described by Bustamante et al. [21]. The inorganic forms of N (N-NO_3 and N-NH_4^+) were determined using a K-365 Dist Line multiparameter analyzer (BÜCHI Labortechnik AG). To this end, the concentration of these forms was determined in a 0.2 M 1:5 (w/v) KCl extract using the MgO-Devarda alloy steam distillation method [22]. The physico-chemical and chemical characterization of the organic amendments were conducted following the methods used by Álvarez-Alonso et al. [6], while the contents of NPK in the plant samples and the nitrogen use efficiency (NUE index) were determined according to Vico et al. [13]. All the analyses were conducted in triplicate. Plant development parameters, including canopy cover (CANOPY) and leaf chlorophyll intensity (SPAD), were monitored at 15-day intervals until the end of the experiment. Six CANOPY values were recorded for each treatment, at 15, 28, 44 and 61 days, with the CANOPY app © being developed for Matlab by Patrignani and Ochsner [23]. In addition, 12 SPAD values were measured, at the same periods than CANOPY determinations, for each plant with a chlorophyll meter (SPAD-502, Minolta Co Ltd, Osaka, Japan), in accordance with the methodology described by Wang et al. [24].

2.4. Statistical analysis

The statistical analysis was carried out using the Infostat software v. 2020. Prior to conducting the one-way ANOVA analysis, the normality of the results was assessed using the Shapiro-Wilk test. The post-hoc analysis was conducted using the Tukey test at $p < 0.05$, to ascertain the significance of the observed differences between the mean values.

3. Results and Discussion

3.1. Effects of the treatments on crop yield and quality

The treatments applied showed a clear differential effect on the lettuce yield in both cultivation cycles (Figure 1). All the treatments showed higher yields than the control treatment without fertilization, B (25.0 g for the first cycle and 5.35 for the second cycle), with values in the range of 33.6–38.5 g for the first cycle, and between 6.43 g and 21.8 g for the second cycle. In the initial vegetative cycle (growing cycle 1), higher yield values were found in the soils with the compost CM3 (from decentralized small-scale urban plants) (38.5 g) and the organic amendment E (37.8 g), which were statistically similar

to the lettuce yield value obtained with the inorganic fertilizer (IN) (37.5 g), probably due to the greater presence of plant-available nutrients in these materials [30].

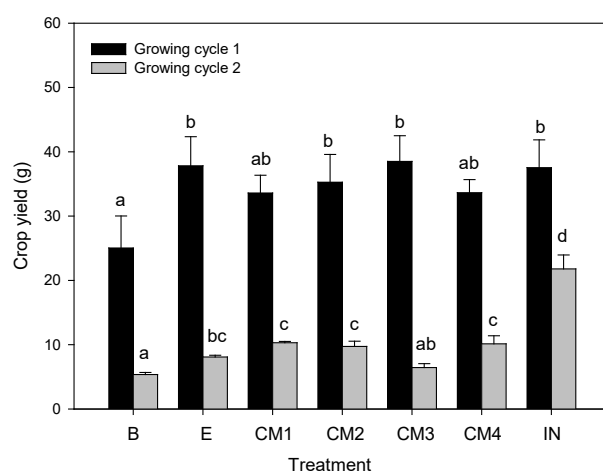


Figure 1. Lettuce yield (g) for each treatment studied in the two growing cycles. B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. Values with different letters in the same growing cycle indicate statistical differences between treatments by Tukey test ($p > 0.05$).

Concerning the mean leaf coverage (CANOPY) of the cultivation cycle 1 (Fig. 2a), it was observed that during the initial two weeks of the crop, the recorded values did not exhibit statistically significant differences among the studied treatments. In all cases, the values were similar to those of the control treatment, which was only marginally surpassed by treatments E and CM4.

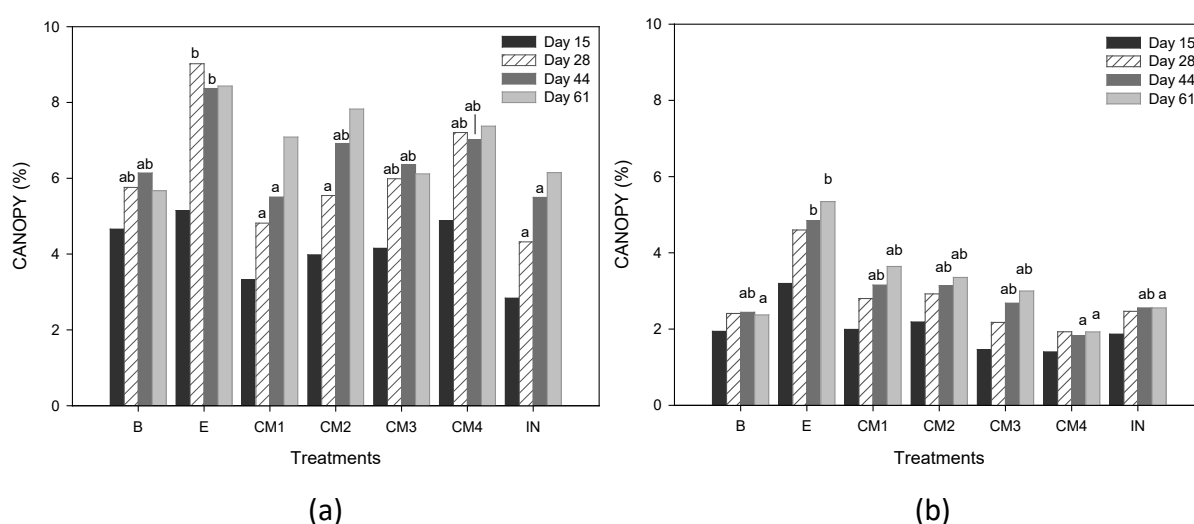


Figure 2. CANOPY evolution in the lettuce during the two cultivation cycles. Average values for each treatment studied in: (a) growing cycle 1; (b) growing cycle 2. B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. Values with different letters in the same day of measurement in each

treatment indicate statistical differences between treatments by Tukey test ($p > 0.05$). Columns without letters in the same day for each treatment indicate not significant differences (Tukey test, $p > 0.05$).

The results of the measurements on day 28 indicated a general increase in leaf cover across all the treatments, compared to the 15-day measurement. Nevertheless, statistically significant discrepancies were discernible between the different treatments. While the control treatment remained within the same range as the CM3 and CM4 treatments, the treatment with manure (E) showed the highest leaf cover. Conversely, the treatments with CM1, CM2, and IN exhibited the poorest development, even showing lower levels of success than the control treatment (B). The results of the determination on day 44 showed statistically significant differences between the different treatments. The highest value was observed in the plants with the treatment with manure (E), followed by the treatments with CM2, CM3 and CM4, which were within the range of the control treatment. Thus, the treatments comprising CM1 and IN exhibited diminished outcomes compared to the control treatment. However, at the end of the growing cycle 1 (day 61), no statistically significant differences were identified among the various treatments. However, a reduction in leaf cover was observed in the control treatment (B) and CM3 compared to the previous measurements. Conversely, the rest of the compost treatments showed an increase in leaf cover. The observed increase at the end of the crop cycle may indicate that, after the application of organic amendments to the soil, a period of time is required for the nutrients present in the compost to take on forms that can be assimilated by the plants, thereby allowing for greater leaf development [29].

In the second growing cycle, the two first measurements of CANOPY (at 15 and 28 days) revealed no statistically significant differences among the different fertilizing treatments and the control soil without amendment (B) (Figure 2b). From day 28 onwards, two distinct dynamics were observed. The plants with the treatments B, IN, and CM4 showed values that exceeded the initial sampling, but with minimal variation throughout the rest of the sampling period. Conversely, treatments CM1, CM2, CM3, and E showed a progressive increase until the end of the two growing cycles, observing the highest values for the treatment E. Leaf cover is closely associated with crop development and the residual impact of compost applied during the initial cycle, which has a favorable influence on the subsequent cycle [31].

Regarding the leaf chlorophyll intensity (SPAD) during the initial lettuce cultivation cycle (Figure 3), an increase was found in all the treatments as the growing cycles progressed. This may be attributed to the different rates of nitrogen release observed in the various treatments, which appear to increase in line with the duration of the experiment [29]. In the first growing cycle, statistically significant differences were only observed between the treatments in the measurements taken on days 15 and 44 (Figure 3a). At 15 days, the treatment E showed the lowest value, which contrasts with the findings observed in the CANOPY case. However, the treatments CM2 and IN demonstrated the most favorable outcomes, surpassing the control in all instances. On day 44, the lowest

values were observed in treatments B and CM4, followed by treatments incorporating CM1, CM2, and CM3. However, the treatments E and IN showed the highest SPAD values. In a compost trial on lettuce, Reis et al. [31] observed a rapid effect on SPAD values following the application of inorganic fertilization, which was subsequently overcome by the effect of compost fertilization. The final SPAD sampling, conducted on day 61 of the experiment, revealed no statistically significant differences between the various treatments. In the second growing cycle (Figure 3b), statistically significant differences were observed between the treatments in all the measurements carried out, with initial values higher than those recorded at the end of the initial crop cycle. This also suggests the progressive release of nutrients in the various treatments [32].

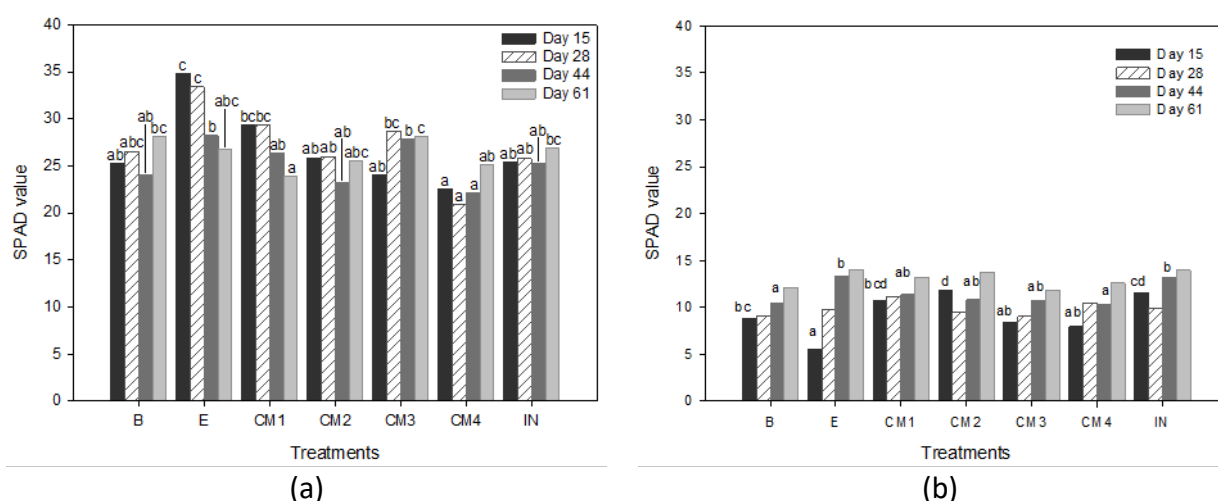


Figure 3. SPAD evolution in the lettuce crop during the experiment. Average values for each treatment studied in: (a) growing cycle 1; (b) growing cycle 2. B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. Values with different letters in the same day of measurement in each treatment indicate statistical differences between treatments by Tukey test ($p > 0.05$). Columns without letter in the same day for each treatment indicate not significant differences (Tukey test, $p > 0.05$).

In general, during the second cycle, the highest SPAD values were recorded in the lettuce plants grown in the soils with the treatments E, CM1, and CM3. At the end of the second growing cycle (on day 61), a decrease was observed in the SPAD values of the soils with treatments E and CM1, while an increase was noted in the remaining treatments. In this sense, SPAD meters facilitate the quantification of leaf nitrogen content based on leaf chlorophyll concentration [33]. Thus, it can be considered that the observed dynamics at the end of the growing cycles may be attributed to a deficiency of nitrogen, which can result in leaf yellowing [34] and consequently yield low SPAD values. Conversely, the gradual release of nutrients [31], in conjunction with optimal irrigation and N

management, can influence crop yield and nutrient accumulation in the leaves, leading to elevated SPAD values.

3.2. Effects of the treatments on lettuce nutrient contents and N use efficiency

At the end of the growing cycle 1, significant differences in the TN content in the lettuce plants were found among the different treatments, showing the highest value in the CM1 treatment as well as the inorganic fertilization (IN) treatment (Table 3). However, after the two cropping seasons, the N concentration was higher in the treatments E, CM1, and CM3. These values are in line with the trend observed in the parameters associated with crop development (CANOPY and SPAD), indicating that N in the plant is utilized for both tissue development and chlorophyll formation [23]. Furthermore, statistically significant differences were observed in the TP and TK contents of the plants in the different treatments in each cycle. In both cases, the treatment with E showed the highest results. In a trial of different composts in lettuce cultivation, Alromian [35] found that the concentrations of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were within the range of those obtained in the present study. However, the concentration of total potassium (TK) was found to be lower than that recorded in the present study. This discrepancy may be associated with the difference in the materials used. As also reported by Vasileva et al. [36], the use of compost as a substitute for chemical fertilizers in lettuce cultivation leads to an increase in N, P, and K concentrations in plant tissues.

On the other hand, nutrient use efficiency represents a pivotal concern in the domain of sustainable agriculture, wherein the objective is to achieve optimal crop yield while minimizing economic investment and nutrient loss within the soil system [38]. The application of high rates of nitrogen can result in a reduction in the quality of lettuce and an acceleration in the loss of leaves [23]. It is therefore crucial to achieve an optimal balance of nitrogen input in order to avoid any detrimental effects on the crop and the environment, while also minimizing the economic cost to agriculture [39]. Thus, in order to conduct a study on the use efficiency of N or other nutrients, such as P and K, it is essential to consider that a proportion of the applied nutrient will be used by the crop for the development of its total biomass, while another proportion will remain immobilized in the soil and will be available for subsequent crops [40]. In the present study, the efficiency of the use of nitrogen (NUE) by the crop only showed statistically significant differences among the treatments in the second growing cycle (Table 3), with the highest value observed for the treatment with manure (E) compared to the rest of the organic amendments (composts), which may be attributed to the prolonged release of nutrients provided by the compost treatments over time [26]. The NUE values clearly declined from cycle 1 to cycle 2, except for the treatment E, indicating a reduction in the N assimilation, which may be indicative of N immobilization in the soil, or a reduction in nutrient assimilation due to salt accumulation in the roots [37,39]. Lopez-Bellido et al. [37] also reported a reduction in nitrogen assimilation when the dose was applied entirely at the beginning of sowing, which may have occurred in the present study.

Table 3. Contents in macronutrients (NPK) in the lettuce crop during the two growing seasons and N use efficiency (NUE).

Cultivation cycle 1				
	TN (%)	TP (%)	TK (%)	NUE index ¹ (%)
B	1.29a ± 0.04	0.13ab ± 0.02	3.23a ± 0.25	
E	1.65b ± 0.04	0.14b ± 0.00	4.53d ± 0.05	15.67 ± 4.2
CM1	1.87c ± 0.13	0.14ab ± 0.01	3.63bc ± 0.07	15.78 ± 14.7
CM2	1.40a ± 0.01	0.12ab ± 0.01	3.40ab ± 0.12	3.55 ± 3.7
CM3	1.35a ± 0.10	0.12a ± 0.00	3.32ab ± 0.18	3.26 ± 4.8
CM4	1.33a ± 0.06	0.11a ± 0.01	3.18a ± 0.04	5.62 ± 4.6
IN	2.04c ± 0.02	0.12ab ± 0.01	3.84c ± 0.12	12.36 ± 5.2
F-ANOVA	***	**	***	n.s.
Cultivation cycle 2				
	TN (%)	TP (%)	TK (%)	NUE index (%)
B	0.50a ± 0.05	0.14a ± 0.03	1.73a ± 0.10	
E	0.79c ± 0.11	0.24b ± 0.04	2.73c ± 0.61	20.4c ± 2.1
CM1	0.68bc ± 0.05	0.19ab ± 0.02	2.36bc ± 0.10	4.60bc ± 0.61
CM2	0.56ab ± 0.03	0.15a ± 0.04	1.87ab ± 0.09	1.54ab ± 1.10
CM3	0.73c ± 0.05	0.19ab ± 0.03	2.19abc ± 0.31	1.44ab ± 0.81
CM4	0.57ab ± 0.08	0.18ab ± 0.02	1.80a ± 0.20	0.01a
IN	0.57ab ± 0.03	0.16a ± 0.04	1.98ab ± 0.12	0.84a ± 0.51
F-ANOVA	***	**	***	***

¹ Nitrogen use efficiency (NUE) expressed as the percentage of fertilizer N applied that was taken up by the lettuce crop (López-Bellido et al., 2005; Vico et al., 2020). B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. TP: total phosphorous; TK: total potassium. Data value expressed as mean value ± standard deviation. Values with different letters indicate statistical differences between treatments for each cycle by Tukey test ($p > 0.05$). *, **, ***: significant at $P < 0.05$, 0.01, 0.001, respectively and n.s.: not significant.

3.3. *Effects of the treatments on soil properties*

The soil pH values increased slightly during the first growing cycle in all the treatments (Table 4), without exhibiting statistical differences among the treatments at the beginning (T1) and end (T2) of this growing cycle. However, during the second growing cycle, the pH values decreased, showing slight statistical differences among the treatments at the end of the second growing cycle (T3), possibly due to the buffering effect of the calcareous soil. This effect has also been reported in previous studies using organic amendments (composts and/or manures) on calcareous soils [26,41].

On the other hand, the EC values decreased during the experiment from initial values between 0.53 and 0.4 dS m⁻¹, with statistically significant differences between the different treatments at the beginning and end of the first growing cycle (T1 and T2), to final values in the range of 0.33 to 0.39 dS m⁻¹, with no statistically significant differences found at the end of the second growing cycle. Thus, the application of compost as organic soil amendment did not result in a notable increase in salinity, even for materials with a moderately elevated EC, as also reported by Alromian [35] in a study of the effect of the compost type and application rate on the growth and quality of lettuce. This could be a consequence of nutrient uptake by the crop, immobilization of inorganic N, and/or ion leaching. Thus, Paredes et al. [41] also reported a decrease in the soil EC values during a field experiment to study the effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilization on lettuce production and soil properties, while this effect was also found by Bustamante et al. [26] in a long-term experiment on the incorporation of winery composts in a Mediterranean vineyard.

The evolution of the oxidizable organic C (Cox) provides valuable information concerning the organic matter contribution of the compost treatments [42]. The incorporation of the organic amendments showed a statistically significant increase in the soil Cox contents at the beginning of the first growing cycle, these values being 1.3 and 1.2 times higher in the soils with CM2 and in the soils with CM1, CM3 and E, respectively, compared to the control soil without fertilizing treatment (B), and 2.0 and 1.8 times greater, respectively, compared to soil with inorganic fertilization (IN). This initial increment in the organic C with the incorporation of organic amendments has been reported in previous works using organic materials [31,41]. The application of organic amendments to the soil has been demonstrated to increase the concentration of organic C, specifically the water-soluble fraction, which is readily transported through the soil profile [43]. At the end of the first growing cycle, all the treatments showed Cox contents statistically similar to that of the control soil (B), with only the soil amended with manure (E) maintaining the highest value. At the end of the second growing cycle, the Cox contents slightly increased in all the organic treatments based on compost, probably due to the incorporation of organic compounds from root exudates [41].

Table 4. Evolution of the physico-chemical, chemical and biological parameters in the soils during the two growing seasons.

	pH	EC (dS m ⁻¹)	Cox (%)	P (mg kg ⁻¹)	Soil respiration (mg CO ₂ g ⁻¹ day ⁻¹)
<i>T1: beginning of first growing cycle</i>					
B	8.1 ± 0.0	0.40a ± 0.02	0.39b ± 0.02	38.6a ± 2.4	76.3ab ± 11.8
E	8.2 ± 0.1	0.51b ± 0.11	0.45bc ± 0.01	69.0b ± 4.5	138c ± 5.8
CM1	8.2 ± 0.1	0.53b ± 0.01	0.44bc ± 0.01	66.6b ± 8.7	98.2ab ± 3.4
CM2	8.2 ± 0.1	0.49b ± 0.01	0.51c ± 0.02	75.9b ± 4.2	78.7ab ± 10.7
CM3	8.2 ± 0.1	0.52b ± 0.01	0.39b ± 0.01	62.1b ± 2.8	116bc ± 4
CM4	8.2 ± 0.1	0.44a ± 0.03	0.45bc ± 0.05	68.8b ± 6.0	92.3ab ± 5.7
IN	8.1 ± 0.1	0.44a ± 0.01	0.25a ± 0.02	60.3b ± 4.7	59.1a ± 5.7
F-ANOVA	n.s.	***	***	***	***
<i>T2: final of first growing cycle and beginning of second growing cycle</i>					
B	8.7 ± 0.0	0.43ab ± 0.04	0.34a ± 0.03	26.7a ± 0.7a	48.2 ± 3.2
E	8.7 ± 0.0	0.43ab ± 0.02	0.44b ± 0.02	32.4b ± 1.8b	66.9 ± 15.1
CM1	8.7 ± 0.0	0.40ab ± 0.04	0.31a ± 0.04	33.6b ± 1.2b	54.5 ± 10.4
CM2	8.8 ± 0.0	0.44ab ± 0.03	0.32a ± 0.03	33.0b ± 1.2b	69.8 ± 11.5
CM3	8.7 ± 0.0	0.45b ± 0.01	0.32a ± 0.02	33.9b ± 2.7b	46.3 ± 10.2
CM4	8.8 ± 0.0	0.37a ± 0.01	0.29a ± 0.05	36.4b ± 2.3b	45.0 ± 7.2
IN	8.7 ± 0.2	0.46b ± 0.01	0.22a ± 0.05	32.7b ± 2.8b	35.0 ± 7.5
F-ANOVA	n.s.	**	***	**	n.s.
<i>T3: final of second growing cycle</i>					
B	8.3a ± 0.2	0.35 ± 0.02	0.30a ± 0.00	28.9a ± 4.4	81.1 ± 4.1
E	8.3ab ± 0.1	0.36 ± 0.04	0.42b ± 0.02	79.2b ± 2.8	137 ± 4
CM1	8.5ab ± 0.1	0.39 ± 0.03	0.56c ± 0.06	80.4b ± 1.8	110 ± 11
CM2	8.6b ± 0.1	0.37 ± 0.01	0.59c ± 0.02	72.2b ± 5.1	131 ± 21
CM3	8.5ab ± 0.0	0.37 ± 0.01	0.57c ± 0.03	71.4b ± 4.9	87.3 ± 5.3
CM4	8.5ab ± 0.1	0.33 ± 0.03	0.57c ± 0.01	72.5b ± 4.0	79.0 ± 2.4
IN	8.4ab ± 0.0	0.34 ± 0.03	0.23a ± 0.01	32.3a ± 9.7	115 ± 12
F-ANOVA	*	n.s.	***	**	n.s.

B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community composting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. EC: electrical conductivity; Cox: oxidizable organic carbon. Data value expressed as mean value ± standard deviation. Values with different letters indicate statistical differences between treatments for each cycle by Tukey test ($p > 0.05$). *, **, ***: significant at $P < 0.05$, 0.01, 0.001, respectively and n.s.: not significant.

All the treatments induced an increase in the concentrations of soil-available P, with all the organic treatments showing statistically similar values to the inorganic fertilization, and higher values compared to the soil without fertilization (Table 4), indicating that the application of compost enhanced the soil P contents, with a behavior similar to that of the inorganic fertilization [44]. During the first growing cycle, the contents of available P decreased in all the soils, which is linked to the uptake of this element by the plant. However, at the end of the second growing cycle, the P contents increased in all the soils treated with organic amendments, due to the gradual release of this nutrient [45], the values being statistically similar among the organic treatments and higher than those of the control soil (B) and the inorganic treatment (IN). Garcia-Lopez et al. [46] also reported the improvement of P availability with compost application in an experiment to study the effect of compost on lettuce yield and the biochemical properties of soil.

On the other hand, soil respiration is a parameter commonly used to evaluate the activity of the soil microbial biomass, which allows for assessing the microbiological status of a soil, and to evaluate the effects of land management on the microorganisms [26]. In general, the organic amendments E and CM3 produced a statistically significant increase in the soil respiration values at the beginning of the first growing cycle compared to the control soil (B) (Table 4), finding the lowest respiration values in the treatment with inorganic fertilization (IN). The presence of labile organic matter in the soil has been demonstrated to increase the activity of the soil microbiota, which can result in a decrease in soluble forms of carbon and an increase in nitrogen concentration by increasing nitrification and denitrification processes in the soil [42]. At the end of both growing cycles, the values of soil respiration were not statistically different among the different treatments, showing a slight decline in T2 and an increase in T3. In a study comparing compost with inorganic fertilization for intensive lettuce production, Hernandez et al. [47] also reported an increase in the soil microbial activity with the use of organic amendments, observing that the characteristics of the organic material used strongly influenced the soil microbiological activity.

Regarding the soil N forms (total Kjeldahl N (TKN), ammonium, and nitrate N), in general, all the treatments exhibited statistically significant increases in the TKN contents in the sampling periods (T1, T2, and T3) compared to the soil without fertilization (B), observing the highest values at the beginning of the first growing cycle (Figure 4a). At the end of the first cultivation cycle (T2), there was a notable decline in the TKN values in all the treatments, which can be attributed to organic matter mineralization [41] and to the uptake of this nutrient by the plant [45], which is also associated with the observed increase in crop biomass (Figure 1). Thus, the soils amended with the composts CM2 and CM3 showed the highest TKN concentrations at both T2 and T3. The slow mineralization of compost by microorganisms to transform it into inorganic forms directly available to plants [35] avoids nutrient losses in the soil-plant system and negative consequences on the environment [31].

In the concentrations of the inorganic N ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$), statistically significant differences were observed among the treatments at each sampling time. At the initial sampling (T1), the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ values ranged from 1.5 to 20 mg kg^{-1} soil, with the lowest value observed in treatment CM3. However, it is notable that, although treatments CM1, CM4, and IN exhibited the highest initial ammonium-N concentrations, they were the only treatments that demonstrated a decrease in concentration at the conclusion of the first crop cycle (T2), with values ranging from 5.2 to 14.1 mg kg^{-1} soil. At the end of the experiment (T3, Table 4), values ranging from 2.2 to 10.3 mg kg^{-1} soil were observed, indicating a decline in ammonium concentration in all the treatments, with the exception of B and CM4.

On the other hand, the initial nitrate concentration was comparatively elevated, ranging from 31.4 to 61.8 mg kg^{-1} . These initial values are conducive to optimal crop growth, as nitrate is directly available for assimilation by the crop. However, following the first crop cycle (T2), a substantial decline in nitrate concentration was observed in all treatments, ranging from 2.0 to 9.2 mg kg^{-1} soil. This decline is attributed to the plant uptake for its own growth [41]. At the end of the experiment, following the second crop cycle, nitrate concentrations remained low, ranging from 2.7 to 8.8 mg kg^{-1} soil, with treatment E showing the highest value.

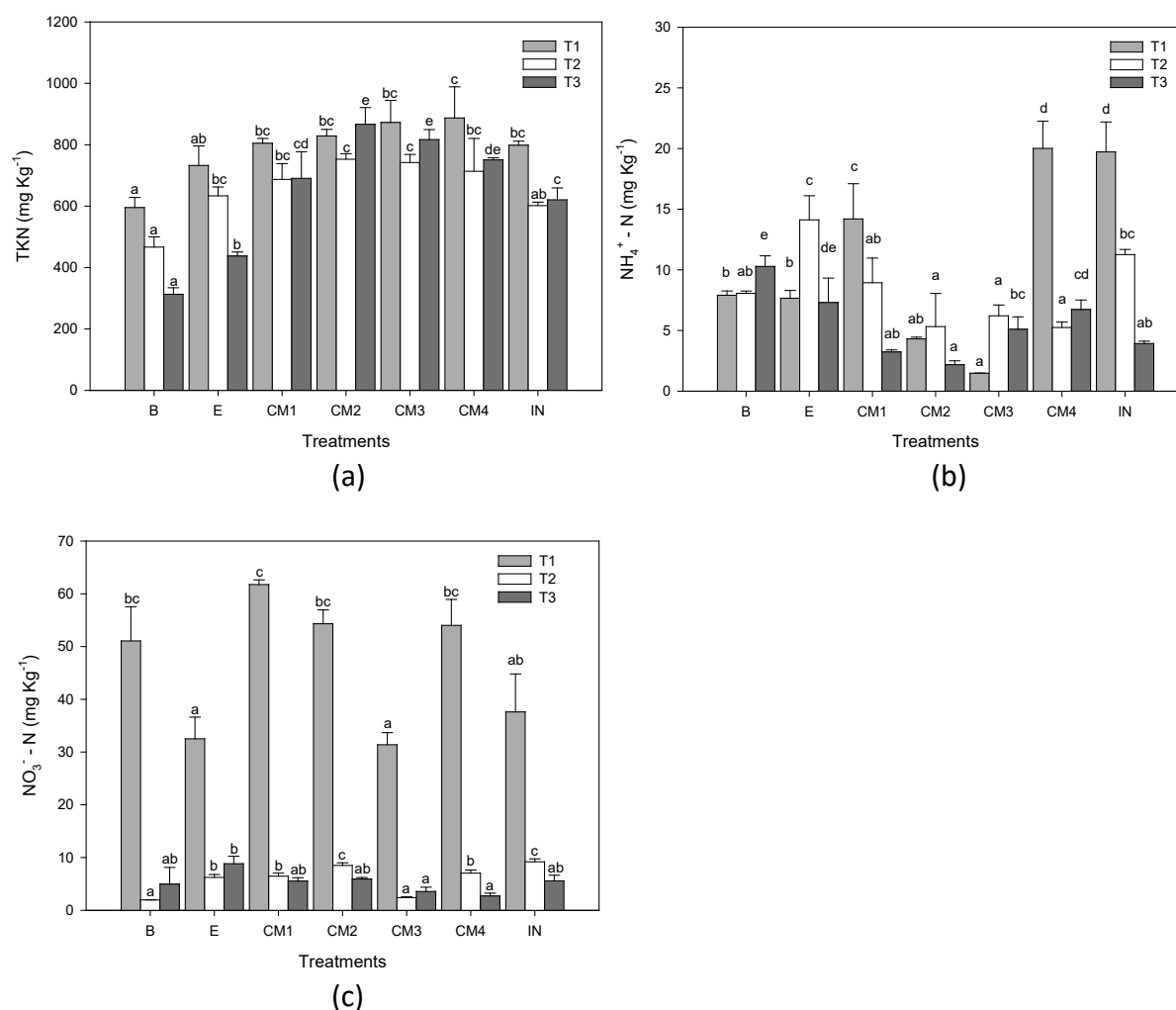


Figure 4. Evolution of the N forms throughout the two growing seasons of lettuce. (a) Beginning of the growing cycle 1; (b) End of the growing cycle 1 and beginning of the growing cycle 2; (c) End of the growing cycle 2. B: control treatment; E: cattle manure; CM1 and CM2: urban composts from community com-posting; CM3 and CM4: urban composts from decentralized composting plants; IN: mineral fertilizer. TKN: total Kjeldahl N. Values with different letters in the same day of measurement in each treatment indicate statistical differences between treatments by Tukey test ($p > 0.05$).

4. Conclusions

Municipal waste composts from decentralized composting scenarios, such as community composting and decentralized urban small-scale composting plants, constitute a suitable and sustainable alternative to inorganic fertilization for lettuce production, in general obtaining similar lettuce yields. Furthermore, these treatments also showed a positive dual effect on both the crop production and quality. In contrast to the inorganic fertilization, compost application contributed to improvements in soil properties, showing benefits with increases in the organic matter and nutrient contents. Consequently, the use of compost from decentralized urban composting and community composting emerges as a viable alternative to chemical fertilizers, thereby reducing agricultural costs and enhancing the circularity and sustainability of agricultural environments.

Author Contributions: Conceptualization, M.A.B., M.D.P.M., C.A.A.; methodology, M.A.B., M.D.P.M., L.O., C.A.A., F.J.A.R., M.A.M.U. and N.M.; software, L.O., M.A.B. and C.A.A.; validation, M.A.B., M.D.P.M., C.A.A., F.J.A.R., I.N., I.I. and M.L.; formal analysis, C.A.A., M.A.M.U., N.M. and L.O.; investigation, M.A.B., M.D.P.M., C.A.A., L.O., R.M., M.A.M.U., N.M., F.J.A.R., I.I., I.N. and M.L.; resources, M.A.B. M.D.P.M. and R.M.; data curation, M.A.B., M.D.P.M., L.O. and C.A.A.; writing—original draft preparation, M.A.B., M.D.P.M. and C.A.A.; writing—review and editing, M.A.B., M.D.P.M., C.A.A. and I.N.; visualization, M.A.B., M.D.P.M., C.A.A., I.N., I.I., and M.L.; supervision, M.A.B., R.M. and M.D.P.M.; project administration, M.A.B., M.D.P.M. and R.M.; funding acquisition, M.A.B., R.M. and M.D.P.M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Spanish Ministry of Science and Innovation (MCIN/ AEI /10.13039/501100011033) in the framework of the research project NEOCOMP (ref. PID2020-113228RB-I00) and it was supported by the Spanish Ministry of Universities with a PhD contract (FPU21/01207) to the first author.

Data Availability Statement: The original contributions presented in this study are included in the article. Further inquiries can be directed to the corresponding author.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

References

1. EU. Towards a Circular Economy-Waste Management in the EU. 2017. Available online: [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2017/581913/EPRS_STU\(2017\)581913_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2017/581913/EPRS_STU(2017)581913_EN.pdf) (accessed on 7 March 2025).
2. Cao, X.; Williams, P.N.; Zhan, Y.; Coughlin, S.A.; McGrath, J.W.; Chin, J.P.; Xu, Y. Municipal solid waste compost: Global trends and biogeochemical cycling. *Soil Environ. Health* **2023**, *1*, 100038. [CrossRef]
3. Nanda, S.; Berruti, F. Municipal Solid Waste Management and Landfilling Technologies: A Review. *Environ. Chem. Lett.* **2021**, *19*, 1433–1456. [CrossRef]
4. Bekchanov, M.; Mirzabaev, A. Circular economy of composting in Sri Lanka: Opportunities and challenges for reducing waste related pollution and improving soil health. *J. Clean. Prod.* **2018**, *202*, 1107–1119. [CrossRef]
5. Alvarez-Alonso, C.; Perez-Murcia, M.D.; Sanchez-Mendez, S.; Martinez-Sabater, E.; Irigoyen, I.; Lopez, M.; Nogues, I.; Paredes, C.; Orden, L.; Garcia-Randez, A.; et al. Municipal solid waste management in a decentralized composting scenario: Assessment of the process reproducibility and quality of the obtained composts. *Agronomy* **2024**, *14*, 54. [CrossRef]
6. Marcello, B.; Di Gennaro, V.; Ferrini, S. Let the citizens speak: An empirical economic analysis of domestic organic waste for community composting in Tuscany. *J. Clean. Prod.* **2021**, *306*, 127263. [CrossRef]
7. De Souza, L.C.G.; Drumond, M.A. Decentralized composting as a waste management tool connect with the new global trends: A systematic review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2022**, *19*, 12679–12700. [CrossRef]
8. Alves, D.; Villar, I.; Mato, S. Community composting strategies for biowaste treatment: Methodology, bulking agent and compost quality. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2024**, *31*, 9873–9885. [CrossRef]
9. Turrion, M.B.; Bueis, T.; Lafuente, F.; Lopez, O.; San Jose, E.; Eleftheriadis, A.; Mulas, R. Effects on soil phosphorus dynamics of municipal solid waste compost addition to a burnt and unburnt forest soil. *Sci. Total Environ.* **2018**, *642*, 374–382. [CrossRef]
10. Srivastava, V.; De Araujo, A.S.F.; Vaish, B.; Bartelt-Hunt, S.; Singh, P.; Singh, R.P. Biological response of using municipal solid waste compost in agriculture as fertilizer supplement. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* **2016**, *15*, 677–696. [CrossRef]
11. Arrobas, M.; Thais Nepomuceno Carvalho, J.; Raimundo, S.; Poggere, G.; Rodrigues, M.Â. The safe use of compost derived from municipal solid waste depends on its

composition and conditions of application. *Soil Use Manag.* **2022**, 38, 917–928. [CrossRef]

12. FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations Database. 2022. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (accessed on 18 February 2025).

13. MAPA. 2021. Available online: <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/superficiesproducciones-anuales-cultivos/> (accessed on 18 February 2025).

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

15. Al-Shammary, A.A.G.; Al-Shihmani, L.S.S.; Fernandez-Galvez, J.; Caballero-Calvo, A. Optimizing sustainable agriculture: A comprehensive review of agronomic practices and their impacts on soil attributes. *J. Environ. Manag.* **2024**, 364, 121487. [CrossRef] [PubMed]

16. Fan, X.; Kawamura, K.; Guo, W.; Xuan, T.D.; Lim, J.; Yuba, N.; Kurokawa, Y.; Obitsu, T.; Tsumiyama, R.; Lv, Y.; et al. A simple visible and near-infrared (V-NIR) camera system for monitoring the leaf area index and growth stage of Italian ryegrass. *Comput. Electron. Agric.* **2018**, 144, 314–323. [CrossRef]

17. Concepcion, R., II; Lauguico, S.; Alejandrino, J.; Dadios, E.; Sybingco, E. Lettuce Canopy Area Measurement Using Static Supervised Neural Networks Based on Numerical Image Textural Feature Analysis of Haralick and Gray Level Co-Occurrence Matrix. *Agrivita* **2020**, 42, 472–486. [CrossRef]

18. Guo, R.; Li, G.; Jiang, T.; Schuchardt, F.; Chen, T.; Zhao, Y.; Shen, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* **2012**, 112, 171–178. [CrossRef]

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

20. Brinton, W.F.; Evans, E.; Droffner, M.L.; Brinton, R.B. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* **1995**, 36, 1–16.

21. EU. Regulation (EU) 2019/1009, 2019. Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertiliser products, amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. *Off. J. Eur. Union* **2019**, L 170, 1–114.

22. Soil Survey Staff. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed.; USDA-Natural Resources Conservation Service: Washington, DC, USA, 2014.
23. Blanco, M.C.; Martinez, C.J. Nutricion Nitrogenada en Lechuga para Condiciones de Cultivo en Campo; Boletín INIA–Instituto de Investigaciones Agropecuarias: Santiago, Chile, 2019; pp. 22–32. Available online: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/6811> (accessed on 12 May 2025). (In Spanish)
24. Lopez, A.; Javier, G.A.; Fenoll, J.; Hellin, P.; Flores, P. Chemical composition and antioxidant capacity of lettuce: Comparative study of regular-sized (Romaine) and baby-sized (Little Gem and Mini Romaine) types. *J. Food Compos. Anal.* **2014**, *33*, 39–48. [CrossRef]
25. Diaz-Perez, M.; Canton, J.M.; Velazquez, B.; Callejon-Ferre, A.-J. Commercial quality of ‘little gem’ lettuce hearts. *J. Agric. Food Res.* **2024**, *16*, 101168. [CrossRef]
26. Bustamante, M.A.; Said-Pullicino, D.; Agullo, E.; Andreu, J.; Paredes, C.; Moral, R. 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. [CrossRef]
27. Bremner, J.M.; Keeney, D.R. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta* **1965**, *32*, 485–495. [CrossRef]
28. Patrignani, A.; Ochsner, T.E. Canopeo: A powerful new tool for measuring fractional green canopy cover. *Agron. J.* **2015**, *107*, 2312–2320. [CrossRef]
29. Wang, Z.; Nie, T.; Lu, D.; Zhang, P.; Li, J.; Li, F.; Zhang, Z.; Chen, P.; Jiang, L.; Dai, C.; et al. Effects of different irrigation management and nitrogen rate on Sorghum (*Sorghum bicolor* L.) growth, yield and soil nitrogen accumulation with drip irrigation. *Agronomy* **2024**, *14*, 215. [CrossRef]
30. Soudek, P.; Langhansova, L.; Dvořáková, M.; Revutská, A.; Petrova, S.; Hirnerova, A.; Bouček, J.; Trakal, L.; Hošek, P.; Soukupova, M. The impact of the application of compochar on soil moisture, stress, yield and nutritional properties of legumes under drought stress. *Sci. Total Environ.* **2024**, *914*, 166914. [CrossRef]
31. Reis, M.; Coelho, L.; Beltrão, J.; Domingos, I.; Moura, M. Comparative effects of inorganic and organic compost fertilization on lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Int. J. Energy Environ.* **2014**, *8*, 137–146.
32. Zapata, D.; Trujillo-Gonzalez, J.M.; Torres-Mora, M.A.; Ballesta, J.; Andres Zapata-Gonzalez, D.; Trujillo-Gonzalez, J.M.; Gonzalez-Santamaria, D.; Jimenez-Ballesta, R. Assessment of toxic response of *Lactuca sativa* to compost extracted from agri-food waste. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* **2023**, *13*, 1–9. [CrossRef]
33. Jayara, A.S.; Kumar, R.; Pandey, P.; Singh, S.; Shukla, A.; Singh, A.P.; Pandey, S.; Meena, R.L.; Reddy, K.I. Boosting nutrient use efficiency through fertilizer use management. *Appl. Ecol. Environ. Res.* **2023**, *21*, 2931–2952. [CrossRef]

34. Smith, B. Onions and Other Alliums, 2nd ed.; Brewster, J.L., Ed.; CABI:Wallingford, UK, 2008; p. 432, *Experimental Agriculture*, 45, 130. [CrossRef]
35. Alromian, F.M. Effect of type of compost and application rate on growth and quality of lettuce plant. *J. Plant Nutr.* **2020**, 43, 2797–2809. [CrossRef]
36. Vasileva, V.; Dinev, N.; Mitova, V.; Katsarova, A.; Hristova, M. Impact of compost application rate on lettuce plant growth and soil agrochemical status. *Agric. Conspec. Sci.* **2023**, 88, 187–192.37.
37. Lopez-Bellido, L.; Lopez-Bellido, R.J.; Redondo, R. Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. *Field Crops Res.* **2005**, 94, 86–97. [CrossRef]
38. Andualem, A.; Wato, T.; Asfaw, A.; Urgi, G. Improving primary nutrients (NPK) use efficiency for the sustainable production and productivity of cereal crops: A compressive review. *J. Agric. Sustain. Environ.* **2024**, 3, 1–28. [CrossRef]
39. Baligar, V.C.; Fageria, N.K.; He, Z.L. Nutrient use efficiency in plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **2001**, 32, 921–950. [CrossRef]
40. Ladha, J.K.; Pathak, H.; Krupnik, T.J.; Six, J.; van Kessel, C. Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: Retrospects and prospects. *Adv. Agron.* **2005**, 87, 85–156. [CrossRef]
41. Paredes, C.; Medina, E.; Bustamante, M.A.; Moral, R. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. *Soil Use Manag.* **2016**, 32, 487–494. [CrossRef]
42. Romaniuk, R.I.; Venece, M.; Cosentino, V.R.N.; Alvarez, C.R.; Ciarlo, E.A.; Korsakov, H.R.; Steinbach, H.S.; Lupi, A.M. Dynamic of soil labile carbon in forest systems of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden in the Argentinean Mesopotamia. *Bosque* **2021**, 42, 343–351. [CrossRef]
43. Sharifi, M.; Phillips, L.; Zintel, S. Surface-applied organic amendments modify soil biological activity down the soil profile of an irrigated vineyard. *Acta Hortic.* **2021**, 1314, 487–498. [CrossRef]
44. Temegne, N.C.; Liegui, G.S.; Sandeu, K.D.B.; Fomekong, K.M.; Mbadia, K.N.S.; Eyenga, M.S.M.; Youmbi, E. Manure-based composts influence soil quality after lettuce (*Lactuca sativa* L.) production. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.* 2024, in press, corrected proof. [CrossRef]
45. Duong, T.T.T.; Verma, S.L.; Penfold, C.; Marschner, P. Nutrient release from composts into the surrounding soil. *Geoderma* **2013**, 195–196, 42–47. [CrossRef]
46. Garcia-Lopez, A.M.; Horta, C. Effects of compost on lettuce (*Lactuca sativa*) yield and soil biochemical properties. *Rev. Ciências Agrarias* **2022**, 45, 356–360. [CrossRef]
47. Hernandez, T.; Chocano, C.; Moreno, J.L.; Garcia, C. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* **2016**, 160, 14–22. [CrossRef]

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

**8.5. Publicación 5: IMPACT OF COMPOSTS FROM
DECENTRALIZED COMPOSTING MODELS ON R.
OFFICINALIS PHYSIOLOGY AND NUTRIENT CONTENTS
UNDER ABIOTIC STRESS. 2025.**

Álvarez-Alonso, C., Nogues, I., Pallozzi, E., Stefanoni, W.,
Pietrini, F., Sosa, L., Manrique-Córdoba, N., Perez-Murcia,
M. D., Moral, R., Bustamante, M. A.

IMPACT OF COMPOSTS FROM DECENTRALIZED COMPOSTING MODELS ON *R. OFFICINALIS* PHYSIOLOGY AND NUTRIENT CONTENTS UNDER ABIOTIC STRESS

Álvarez-Alonso, C.¹, Nogues, I.^{2*}, Pallozzi, E.^{2,3}, Stefanoni, W.², Pietrini, F.^{2,3}, Sosa, L.², Manrique-Cordoba, N.¹, Perez-Murcia, M. D.¹, Moral, R.¹, Bustamante, M. A.¹

¹ CIAGRO, Universidad Miguel Hernández, EPS-Orihuela, Ctra. Beniel, Km 3.2, 03312, Orihuela, Alicante.

² Research Institute of Terrestrial Ecosystems, National Research Council, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo, Italy.

³ NBFC, National Biodiversity Future Center, 90133 Palermo, Italy

*Corresponding author: I. Nogues

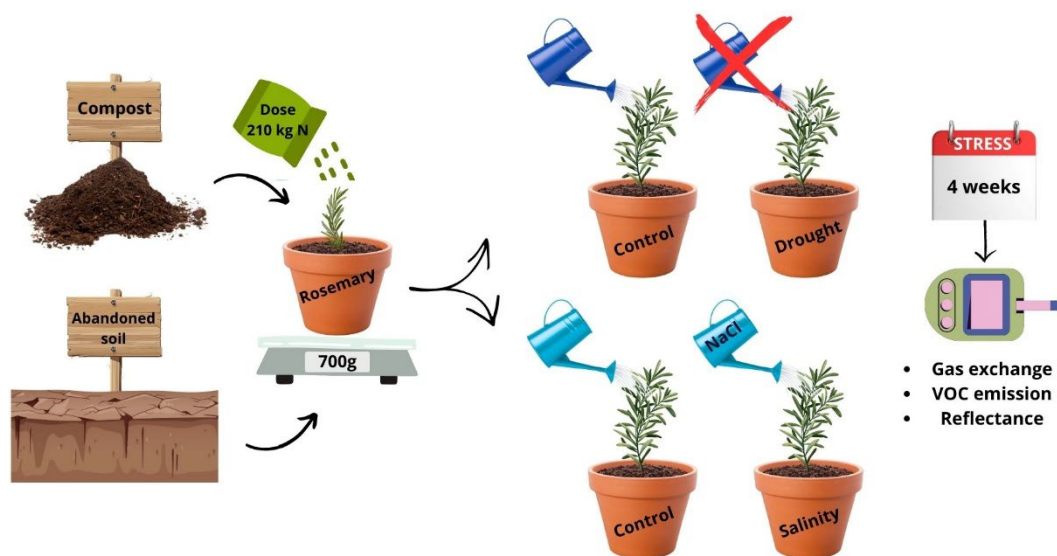
E-mail address: mariaisabel.noguesgonzalez@cnr.it

Abstract:

The loss of organic matter in soils, in conjunction with water scarcity and salinization constitutes a grave problem in the Mediterranean region. The utilisation of compost derived from novel decentralised models, such as agrocomposting, community composting and decentralised urban composting, is hypothesised as an effective strategy with the potential to enhance the physical, chemical and biological characteristics of the soil. The application of compost has been demonstrated to enhance the resilience of plants to abiotic stresses, including drought and salinity. In this context, eight decentralised model composts were employed as organic amendments in a degraded soil to assess whether they could mitigate the stress experienced by the Mediterranean shrub *R. officinalis* under conditions of drought or salinity for one month. Therefore, measurements of gas exchange, emission of volatile organic compounds and reflectance during stress were performed in order to determine the degree of adaptation of the plants. Composts from community composting were found to be more effective in alleviating the effects of abiotic stress, while the ineffectiveness of composts from decentralized urban composting depended on their characteristics (e.g. humic substances and electrical conductivity). An initial increase in monoterpene emission rates was observed, which decreased at the end of the experimental time in a positive correlation with leaf RWC. Stress also led to a reduction in photosynthesis (A) and stomatal conductance (gs). Reflectance was more affected under drought conditions and by the application of compost with a high electrical conductivity, which likely hindered chlorophyll synthesis.

Keywords: compost, abiotic stress, gas exchange, monoterpenes, photosynthesis, reflectance.

Graphical abstract



1. Introduction

The loss of organic matter and biodiversity have been identified as major threats to soil quality. The depletion of soil organic matter (SOM) and soil erosion are consequences of inappropriate agricultural practices, clearance of vegetation, increased levels and frequency of drought or flooding, and forest fires. In Mediterranean regions, intensive agricultural practices, in conjunction with unfavourable climatic conditions (e.g. water scarcity), are identified as primary contributors to soil degradation and organic carbon loss (Ferreira et al., 2022; Rodrigues et al., 2024). Given its pivotal role in shaping soil structure and nutrient availability for soil biota and plants, the depletion of SOM results in a decline in soil fertility, exerting deleterious effects on soil biodiversity and plant growth (Turbé et al., 2010). Soil water availability is a significant environmental constraint under Mediterranean conditions, and models estimate a further decrease in precipitation in the Mediterranean basin (Eekhout et al., 2025). Also, soil salinity represents a significant environmental concern within Mediterranean regions (Ferreira et al., 2022). This is primarily attributable to the semi-arid to arid climate, elevated evaporation rates, and historical land use practices, which collectively lead to excessive levels of salt accumulation in the soil (Salem and Jia, 2024). Excessive salt levels have been demonstrated to exert a detrimental effect on the physical and chemical properties of soil, in addition to its microbiological processes. Conversely, the enhancement of waste collection and management systems facilitates the progression of society towards a circular economy, thereby augmenting the sustainability of these systems (Rahman et al., 2023). In this regard, there has been a discernible shift from conventional centralized waste management models to more decentralized approaches in recent years. This transition has given rise to a variety of novel composting models, such as agrocomposting, community composting, and decentralised urban composting, which facilitate the management of a wide range of waste types (agri-food, urban,

livestock) on a small scale, in situ, and in proximity (Mira-Urios et al., 2025; Alvarez-Alonso et al., 2024; Valverde-Orozco et al., 2024). The utilisation of organic amendments, such as compost, has been demonstrated to enhance soil structure, increase water infiltration rate and retention capacity, and augment respiration and enzymatic activity (Gajalakshmi et al., 2008). Additionally, the supply of nutrients through compost application is a field that has been extensively studied (Hernández et al., 2016; García-López et al., 2022; Zapata et al., 2023). However, it should be noted that the effects of compost application are not immediate, as compost is a material that enables the slow release of nutrients, requiring time for its effects to become evident (Alburquerque et al., 2011). Furthermore, the incorporation of compost into soil has been demonstrated to provide macro- and micro-nutrients to plants, thereby promoting their growth (Suvendran et al., 2025). The improvement of physical, chemical and biological soil properties can assist in the mitigation of plant stress in conditions of drought or salinisation.

In this context, the addition of compost to soil has been shown to enhance its quality and fertility by increasing the quantity of soil organic matter. The use of compost in the amelioration of degraded soils is a sustainable ecological approach, with potential to enhance the physical structure of the soil and to increase the amounts of soil organic carbon, other major nutrients such as nitrogen and phosphorus (Filcheva and Tsadilas, 2002; Bustamante et al., 2012), microbial biomass and enzymatic activities (Melero et al., 2007). In this regard, Savy et al., (2022) showed that the application of compost effectively mitigated salt stress in tomato plants in relation to mineral fertilisation. Though the growth of salt-stressed plants was significantly reduced in comparison to the control group, irrespective of the fertilisation method employed, plants amended with compost exhibited superior tolerance to the imposed stress in comparison to those treated with mineral fertilisers. This outcome was indicated by the increased biomass under salt stress in plants grown on compost amended soils with regards to plants grown on the mineral fertilized soil, as well as their higher nutrient content. On the other hand, Alsadon et al., (2024) observed a beneficial effect of the application of compost on leaf gas exchange, irrespective of whether they were subjected to water deficit or received adequate irrigation. Moreover, under drought plant biomass was higher in plants grown on compost amended soil than in control soil.

Rosmarinus officinalis L. is an evergreen shrub, native to the Mediterranean basin that belongs to the *Lamiaceae* family. The utilisation of rosemary plants in the Mediterranean region constitutes a compelling solution to the challenges posed by soil degradation and drought as this species presents a remarkable resilience to prevailing environmental conditions. Rosemary exhibits a high level of tolerance to drought stress, as evidenced by the regulation of stomatal aperture during daylight hours. Furthermore, the activation of multiple mechanisms, including photoprotective and antioxidant defenses, has also been observed (Munné-Bosch and Alegre, 2000). Moreover, several studies have indicated that this species demonstrates a certain degree of salt stress tolerance; this is partly attributed to its capacity to control stomatal closure and trigger osmotic regulation (Tounekti et al., 2008). Rosemary leaves emit and store

monoterpenes, a class of biogenic volatile organic compounds (BVOC), which play essential ecological and physiological roles. In this species, emission appears to be predominantly facilitated by the diffusion of stored monoterpenes (Schurgers et al., 2009), although it has been also reported that emitted monoterpenes may also be derived from "de novo" synthesis in the photosynthetic tissue of the leaves also contribute to the total emission of monoterpenes (Ormeño et al., 2009).

The goals of this study were: i) to assess whether the addition of compost to a degraded soil can mitigate the stress experienced by the Mediterranean shrub *R. officinalis* under conditions of drought or salinity; ii) to evaluate the changes in monoterpene emission rates of rosemary plants, in response to increasing drought stress and fertilisation with composts of different origins.

2. Materials and methods

2.1 Origin and characteristics of the soil and of the organic amendments

The soil utilised in this experiment was obtained from a former agricultural area that had been abandoned in the vicinity of Monterotondo (Rome, Italy). The requisite quantity of soil was collected from the topsoil (up to 20 cm deep), following the removal of all vegetation, roots, and stones. The soil was then left to dry in the open air. The soil type was identified as a clay-loam, exhibiting an alkaline pH of 8.43, with low electrical conductivity (0.25 mS cm^{-1}), and low concentrations of total nitrogen (1.26 g kg^{-1} dry soil), total organic carbon (0.83%), and ammonium (0.002 g kg^{-1} dry soil) and nitrate (0.015 g kg^{-1} dry soil).

The soils were amended with eight composts, each created using a distinct composting model: two from community composting, two from decentralised urban composting, two from medium-scale agrocomposting and two from small-scale agrocomposting. The composts from community composting (CA and FO) and decentralised urban composting (SO and JO) were primarily derived from the organic fraction of municipal waste collected separately, with pruning waste, in a 1:1 (v:v) ratio. It was observed that the CA compost sample was the only one to contain 10% fresh weight of donkey manure. Compost from medium-scale agrocomposting (TO and QU) was primarily constituted by the amalgamation of olive pomace (olive mill waste) with pruning and pig slurry (TO) and olive leaf, poplar residues and chicken manure (QU). Conversely, compost from small-scale agrocomposting (UP and TI) was derived from chicken manure mixed with barnyard litter (UP) and cow manure and old barley straw (TI). The primary agronomic characteristics of the various composts utilised are delineated in Table 1. All composts were stable according to the Dewar test (Brinton et al., 1995), showed germination index values above 50%, as described by Zucconi et al. (1981), which indicates the absence of phytotoxicity, and the values of macro and micronutrients, as well as the concentrations of heavy metals, were within the ranges considered normal for this type of compost (Álvarez-Alonso et al., 2024).

Table 1: Main agronomic characteristics of the compost treatments used in the experiment. Data are expressed as mean value $\pm$ standard deviation in dry weight basis. EC: electrical conductivity, OM: organic matter, TN: total nitrogen, P: phosphorous, K: potassium, CA and FO: community composting composts, SO and JO: decentralized urban composting composts, UP and TI: small-scale agrocomposting composts, TO and QU: medium-scale agrocomposting composts. Mean values followed by the same letter are not significantly different at $p < 0.05$ (Tukey test).

Parameters	CA	SO	UP	TO	FO	JO	TI	QU
pH	8.6d $\pm$ 0.1	8.0c $\pm$ 0.1	7.2a $\pm$ 0.1	7.0a $\pm$ 0.1	8.1c $\pm$ 0.1	7.6b $\pm$ 0.1	8.2c $\pm$ 0.1	9.0e $\pm$ 0.1
EC (mS cm⁻¹)	6.1e $\pm$ 0.1	5.2d $\pm$ 0.1	10.5f $\pm$ 0.1	5.2d $\pm$ 0.2	3.2b $\pm$ 0.1	1.1a $\pm$ 0.0	3.8c $\pm$ 0.1	3.3e $\pm$ 0.0
OM (%)	37.8ab $\pm$ 0.5	56.2c $\pm$ 0.9	73.8f $\pm$ 0.9	62.6e $\pm$ 1.0	38.2b $\pm$ 0.5	40.8c $\pm$ 0.8	35.8a $\pm$ 0.9	60.4e $\pm$ 0.8
Humic acid (%)	5.1d $\pm$ 0.1	10.7f $\pm$ 0.4	7.7e $\pm$ 0.1	3.4bc $\pm$ 0.1	2.8a $\pm$ 0.0	2.9ab $\pm$ 0.2	3.5c $\pm$ 0.2	7.5e $\pm$ 0.2
Fulvic acid (%)	1.5b $\pm$ 0.0	2.4d $\pm$ 0.1	2.8e $\pm$ 0.0	1.3a $\pm$ 0.0	1.2a $\pm$ 0.0	1.3a $\pm$ 0.0	1.6bc $\pm$ 0.0	1.7c $\pm$ 0.1
TN (%)	2.1c $\pm$ 0.0	2.8e $\pm$ 0.1	2.5d $\pm$ 0.0	2.2c $\pm$ 0.0	1.8a $\pm$ 0.0	1.9b $\pm$ 0.0	1.9b $\pm$ 0.0	2.1c $\pm$ 0.0
P (g kg⁻¹)	7.5b $\pm$ 0.1	9.5c $\pm$ 0.1	11.7d $\pm$ 0.3	23.7e $\pm$ 1.4	9.1c $\pm$ 0.1	6.3b $\pm$ 0.2	3.9a $\pm$ 0.1	4.8a $\pm$ 0.1
K (g kg⁻¹)	20.7e $\pm$ 0.3	11.1b $\pm$ 0.2	33.4f $\pm$ 1.0	14.0c $\pm$ 1.5	8.8a $\pm$ 0.3	7.1a $\pm$ 0.1	16.6d $\pm$ 0.2	16.6d $\pm$ 0.2

2.2 *Experimental set up*

In order to circumvent unfavourable atmospheric phenomena such as rainfall and substantial thermal variations, the experiment was conducted under greenhouse conditions at the CNR research (Montelibretti, Rome, Italy). Two experiments were conducted in parallel: the first experiment investigated two factors, drought and organic amendment, while the second experiment centred on salinity and organic amendment. In both cases, polyethylene pots were filled with 700 g of soil, and five treatments were performed for each experiment (two composts from community composting, one compost from small-scale agrocomposting, one compost from medium-scale agrocomposting and one control treatment, without amendment). A standardised dose of 210 kg N ha⁻¹ year⁻¹ was applied in each treatment except the control. Six replicates were conducted for each treatment, yielding 30 experimental pots for each experiment (drought and salinity) and a total of 60 pots for both experiments. In each pot, a *Rosmarinus officinalis* seedling with 100 days of nursery growth was planted one week after the establishment of the fertilisation treatment. The pots were randomly distributed within the greenhouse. The pots were kept at 75% of their maximum water holding capacity (WHC) and under the same natural temperature and light conditions until the start of treatments five weeks after rosemary planting. In the context of the drought experiment, the drought control pots (DC) were irrigated as usual to keep 75% of the soil's WHC, while the drought stress pots (DS) were maintained at 20% of WHC. To ensure the maintenance of these water conditions, the amount of water lost by each pot was monitored daily by weighing the pots and measuring the change in weight. In the salinity experiment, the salt control pots (SC) were irrigated with 50 mL of distilled water three times per week, while the salt stress pots (SS) were irrigated with a 150 mM NaCl solution (Tounekti et al., 2011). In order to prevent the plant from undergoing shock salt stress, the salt concentration of the irrigation water was increased during the week prior to stress application by performing 50 mL irrigations every other day and increasing the NaCl concentration from 50 mM, 100 mM and 150 mM.

2.3 *Gas exchange measurement, VOC emission and Reflectance determination*

Gas exchange and reflectance measurements were performed at three points during the experiment: days 0, 15 and 30, with day 0 designated as the beginning of the treatment (drought or salinity).

Net photosynthetic rates (A), stomatal conductance (gs) and transpiration (E) were measured using LI-6800 IRGA with a 6800-13 large leaf chamber and a 6800-03 light source (LI-COR Biosciences Inc., Lincoln, NE, USA). Experimental conditions were set as follows: PAR at 500 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, temperature at 25 °C, CO₂ concentration at 430 ppm, relative humidity at 50%, and airflow at 400 $\mu\text{mol s}^{-1}$. Data were recorded once the gas exchange stabilized. Gas exchanges were measured on all plant's main branch between 10.00 and 16.00 h (solar time). Gas exchange parameters depend on the sampled leaf area. Since it was not possible to detach the needles at each measurement point during the experiment, we developed a model to correlate needle length with needle area. We

collected 100 needles from plants excluded from the experiment and measured their length and area by scanning them on black paper alongside a ruler, then calculating the area using ImageJ software. Based on these measurements, we developed a mathematical model (second degree equation, $R^2=0.7056$) to relate needle length to area. This model was then used to estimate leaf area by measuring the length of each needle at each time point.

After gas exchange measurements, the same branches were utilized for the collection and subsequent measurement of monoterpene emissions. Volatile organic compounds (VOCs) were sampled from the plant's main branch using an LI-6400XT gas analyzer equipped with a 6400-05 conifer chamber (LI-COR Biosciences Inc., Lincoln, NE, USA). Chamber conditions were standardized to ensure accurate comparisons between treatments. PAR was set to $1000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, temperature to 30°C , CO_2 concentration to 430 ppm, and airflow to $500 \mu\text{mol s}^{-1}$. Relative humidity inside the chamber ranged between 45% and 55%. The laboratory's atmospheric pressure during measurements was approximately 100.8 kPa. A sorbent tube filled with 200 mg of Tenax was connected to the chamber outlet via $\frac{1}{4}$ " internal diameter FEP tubing. Air exiting the chamber was sampled at a constant rate of 200 mL min^{-1} using a Pocket Pump TOUCH Sample Pump (SKC Ltd., Dorset, UK), with a total sample volume of 3.0 L per sample. To prevent potential VOC contamination from the laboratory, a Supelco Supelpure hydrocarbon trap was connected to the LI-6400XT inlet. Sampling began once the gas exchange reached a steady state, defined as a CO_2 differential coefficient of variation below 1%, typically reached within 3 minutes.

The collected tubes were desorbed using a TD-100XR thermal desorber (Markes International Limited, Llantrisant, UK). The released compounds were then detected by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) (GCMS 8860-5977C, Agilent Technologies, Wilmington, USA), equipped with a 20 m long HP-5MS Ultra Inert capillary column (inner diameter: 0.18 mm; J&W Scientific USA, Agilent Technologies, Palo Alto, CA, USA). The oven temperature was programmed as follows: 3 min at 35°C , followed by an increase of 3°C min^{-1} to 50°C , and then 5°C min^{-1} up to 250°C , which was held for 5 min. We used hydrogen produced by an HG PRO LN PEM generator (LNI Swissgas SA, Switzerland) as the carrier gas. The GC-MS was calibrated by sampling different VOC concentrations obtained by diluting a standard gas with pure nitrogen (S.I.A.D. S.p.A., Italy). Chromatographic data were analyzed using Agilent MassHunter Workstation Qualitative Analysis 10.0 (Agilent Technologies, Wilmington, USA).

Reflectance measurements were performed using an ASD FieldSpec 4 Hi-Res spectroradiometer (Analytical Spectral Devices Inc., USA). The instrument operates across the 350–2500 nm spectral range, with an average spectral resolution of 3 nm (full width at half maximum, FWHM) and a sampling interval of 1.4 nm in the visible range, and a spectral resolution of 8 nm with a sampling interval of 1.1 nm in the SWIR range. A Spectralon white reference panel was used as a reflectance standard before each measurement. Each measurement consisted of the average of 20 instrument scans. Reflectance spectra were pre-processed using ViewSpecPro (ASD) software.

Measurements were taken from above the canopy of each plant at a distance of 5 cm. Reflectance indices such as NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI, and MCARI1 were calculated following the approach described by Nestola et al. (2018).

2.4 Analytical determinations

Plant samples were collected at the end of the greenhouse experiments (after one month of stress application). The rosemary plants were meticulously extracted from their pots and thoroughly rinsed with distilled water to ensure the removal of any adhering particles. Their fresh weight was then determined by weighing both the aerial parts and the roots. The plants were then dried at 60 °C in an air-forced oven and 72 h after their dry weights were determined. Plant material was then grinded to analyse its nutritional content, including macro and micronutrients, as well as the presence of heavy metals (ICP) and C and N content. Leaf C and N content were analysed by dry combustion at 950 °C using an elemental analyser (Truspec CN, Leco, St. Joseph, MO, USA). Total P, K, Ca, Mg, Na and heavy metals (Fe, Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn, Mn) in leaves were determined in the extract obtained after digestion with a mixture of hydrogen peroxide and nitric acid (H₂O₂ – HNO₃ 1:4, v:v) by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES, Shimadzu 9000). All analyses were conducted on three samples per treatment group (n = 3).

At the commencement of the experiment soil was permitted to desiccate in the open air for the purpose of subsequent physico-chemical and chemical characterisation. The electrical conductivity (EC) and pH of the soils were determined in aqueous extracts prepared at a ratio of 1:5 (w/v) and 1:2.5 (w/v), respectively, using a pH/EC meter (Crison Instruments, S.A., Barcelona, Spain) according to the standardised method described in DIN EN 12176:1998. Total organic matter (TOM) and total organic carbon (TOC) were determined according to the modified Walkley and Black method (Yeomans and Bremner, 1988). The water-soluble carbon (WSC) fraction of the soil was determined in a 1:20 (w/v) aqueous extract using an automated carbon analyser (TOC-VCSN, Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan). Total Kjeldahl nitrogen (TKN) was determined according to the method described by Bremner and Britebeck (1983), and the nitrate (NO₃⁻-N) and ammonium (NH₄⁺-N) forms were quantified using a K-365 Dist Line multiparameter analyser (BÜCHI Labortechnik AG). The concentration of these forms was determined in a 0.2 M KCl 1:5 (w/v) extract using the MgO-Devarda alloy steam distillation method (Bremner and Keeney, 1965). All analyses were carried out in triplicate.

The relative water content (RWC) of rosemary leaves from each treatment was determined using the following formula:

$$\text{RWC (\%)} = ((\text{FW} - \text{DW})/(\text{TW} - \text{DW})) \times 100 \quad (1)$$

In order to ascertain the fresh weight (FW) of the plants, three leaves from each plant were immediately weighed. The leaves were then immersed in distilled water for a period of 24 h. After 24 h the leaves were removed, passed through blotting paper to

absorb water from the surface, and weighed again to obtain the turgid weight (TW). Thereafter, they were subjected to an oven temperature of 50 °C for a duration of 48 h, in order to determine their dry weight (DW).

2.5 Statistical analysis

The normality of the results of all the parameters was evaluated using the Shapiro-Wilk test. Subsequently, the results on compost parameters, nutritional content of rosemary plants, dry biomass and total monoterpene emission were evaluated by one-way ANOVA and, to determine the significance of the differences observed between means, a post-hoc analysis was performed using Tukey's test, with a $p < 0.05$. The Infostat program version 2020 for Windows was used for all statistical analysis.

A Two-Way MANOVA was conducted to explore the combined effects of substrate with either drought or salt stress (at the end of the experiment) via IBM SPSS v. 29.0.1.0 (171), specifically for pigment indexes (i.e., NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1) and VOC emission. Post-hoc contrast was carried out by Tukey HSD ($p < 0.05$).

3. Results and discussion

3.1. Environmental data and stress indicators

Mean temperature inside the greenhouse ranged from 19.5 °C at the beginning of the experiment (drought and salinity) to 13.5 °C at its conclusion. Daytime length was 10 h 19 min at the beginning of the stress application and 9 h 14 min at the end. Figure 1 shows the temperature and humidity values inside the greenhouse during the experiment.

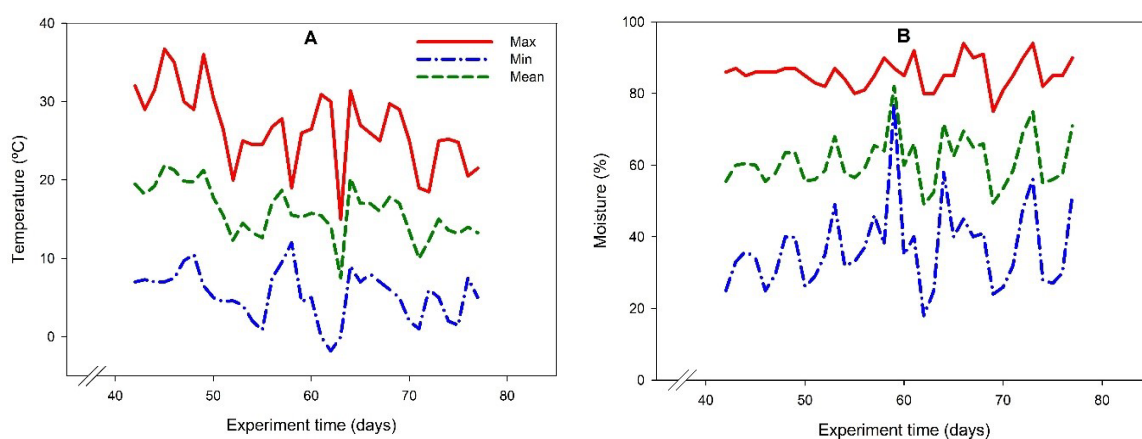


Figure 1: Evolution of temperature (A) and moisture (B) inside the greenhouse during the experimental time.

Leaf RWC was determined in all plants at the end of both stresses, drought and salinity. The leaf relative water content (RWC) decreased with the drought and salt stress treatments from 86.6 ± 3.3 (mean $\pm$ SD) (non-stressed plants) to 51.14 ± 15.3 and 75.6

± 2.2 (stressed plants), respectively. No significant differences in the RWC were observed among plants cultivated in the various amended soils (data not shown).

3.2. *Plant Biomass and leaf nutrient contents*

Statistically significant differences were identified in the nutritional composition of rosemary leaves following the application of diverse stresses and treatments, with the exception of Zn in treatments not subjected to drought stress (DC) and K in treatments under salt stress (SS) (Table 2). In the drought experiments, the concentrations of TN, P and K in rosemary leaves increased in the treatments with all composts with respect to treatment C (without amendment), regardless of the irrigation conditions to which they were subjected. On the other hand, K content in rosemary plants increased under drought stress conditions (DS) across all compost treatments compared to DC (Table 2). Kamanga et al. (2024) also reported an increase in foliar K concentration in lettuce plants subjected to water stress, which they attributed to the key role of K in osmotic regulation under stress conditions. In the present study, an increase in foliar concentrations of Na, Cu, Mg, Mn, and Zn was also observed (Table 2), a phenomenon that Kamanga et al. (2024) likewise associated with osmotic adjustment mechanisms. Leaf Na content increase because of drought was higher in SO and TO plants than in any of the other treatments. However, in the case of TO and C plants, the increase in leaf Na, Mg and K contents may be the result of a concentration effect as the plant biomass was reduced in DS pots in these cases (Figure 2). The dynamics observed in the salinity experiment are distinct from those previously mentioned. TN concentrations in QU were found to be lower than in the rest of the treatments, comprising C, when well-irrigated, but when salinity conditions were applied, TN values in QU remained in the range of C. In contrast, in the rest of the treatments, TN values increased with regards to C. In both instances SS and salt control pots (SC), the leaves from TI plants exhibited higher P levels in comparison to those from C plants. In relation to leaf K concentrations, it was observed that only QU leaves exhibited higher levels of leaf K than those of C in SC pots. The application of NaCl-based saline irrigation resulted in elevated Na concentrations in the SS treatment, in comparison to SC conditions. Indeed, plants respond to salt stress by osmotic adjustment, generally by increasing the concentration of Na^+ and Cl^- in their tissues. However, such an accumulation of inorganic ions may produce important toxic effects and cell damage (Tounekti et al., 2011), interfering with plant physiological processes and resulting in chlorosis or leaf necrosis due to induced ionic toxicity (Acosta-Motos et al., 2017). In this context, no effects associated with high toxicity symptoms were observed in the present study. Moreover, ion imbalances can occur by excessive uptake of Na^+ . Competition between cations can result to some nutrient deficiency in plants. In our study, concomitant to the Na increase, we observed a decrease in leaf K levels in all treatment with the exception of FO, an increase in leaf Ca levels in all treatments except in JO and a decrease in Mg levels in FO and QU leaves. Furthermore, it has been documented that high K^+/Na^+ selectivity under saline conditions is regarded as one of the pivotal selection criteria for salt tolerance in plants (Ashraf and Harris, 2004). As Tounekti et al. (2008) indeed asserted, the maintenance of a higher K^+/Na^+

ratio within the leaves could be considered a significant component of the salt-tolerance strategy exhibited by rosemary. In this study, FO and TI leaves exhibited elevated K/Na ratios (3.91 and 3.54, respectively) in comparison to C (3.18). In contrast, JO and QU leaves presented lower K/Na ratios (2.21 and 3.09, respectively) than C leaves.

Concerning rosemary plant biomass, statistically significant differences were observed among the different compost treatments studied in both experiments ($p < 0.05$). In the context of drought experiment (Figure 2A), under well-watered conditions (DC) total dry biomass resulted to be 1.9-, 1.35- and 1.53-fold higher in plants grown in TO composted amended soils than in C, SO and UP, respectively. The higher biomass in TO plants may be due to the higher P levels in TO compost with regard to other ones ($23.7 \pm 0.98 \text{ g kg}^{-1}$ in TO, $7.5 \pm 0.09 \text{ g kg}^{-1}$ in CA, $9.5 \pm 0.09 \text{ g kg}^{-1}$ in SO, and $11.7 \pm 0.2 \text{ g kg}^{-1}$ in UP, respectively). Also, leaf phosphorus (P) levels were higher in plants from the TO treatment than in those from the other treatments (Table 2) in DC and DS conditions. In conjunction with the TO treatment, CA also obtained higher values than C (though not significant), a phenomenon that may be attributable to the contribution of manure in both cases. Kamanga et al. (2024) also observed superior lettuce yield results in treatments with compost from co-composting of market waste and sewage sludge versus compost from market waste alone.

Conversely, the SO and UP treatments exhibited lower values compared to the C treatment, which may be attributed to the low mineralization rates that impede the availability of essential nutrients present in the compost (Geisseler et al., 2024). Furthermore, the elevated electrical conductivity of UP compost (Table 1) is indicative of a high salt concentration, which has the potential to exert a detrimental effect on plant growth (Atiyeh et al., 2001). The impact of drought stress on plant biomass was investigated, with the results indicating a significant reduction in both C (29% reduction) and TO (50% reduction) treatments when compared to well-watered plants (Figure 2A). This substantial decline in biomass in plants cultivated on TO compost-amended soils may be attributable to the lower humic acid values found in this compost in comparison to other compost types (Table 1). Interestingly, the biomass of TO plants was the lowest among all droughted plants, comprising C plants. Humic substances can help plants to withstand abiotic stresses (Khorasani et al., 2023; Aly et al., 2024). On the contrary, CA plants presented a higher biomass than C plants under drought conditions (Figure 2A). In their study, Formica et al. (2024) observed that the imposition of drought conditions during the balsamic period of rosemary growth did not impact dry biomass production.

Table 2: Leaf concentration of total N (%), P (mg kg⁻¹), K (mg kg⁻¹), Na (mg kg⁻¹), Ca (mg kg⁻¹), Mg (mg kg⁻¹), Mn (mg kg⁻¹), Fe (mg kg⁻¹), Cu (mg kg⁻¹) and Zn (mg kg⁻¹) in *Rosmarinus officinalis* plants grown on the different treated soils after application of drought (DS), salinity stress (SS) or under control conditions (DC and SC for drought and salinity experiment, respectively). Data are expressed as mean value on dry weight basis (n=3). Different lowercase letters indicate significant differences among fertilization treatments in control conditions ($p < 0.05$). Different capital letters indicate significant differences among fertilization treatments under stress conditions ($p < 0.05$). Asterisks indicate significant differences between stressed and non-stressed plants ($p < 0.05$).

Treatments		C	CA	SO	UP	TO	C	CA	SO	UP	TO
Parameters	Experiment	DC					DS				
TN (%)		1.75a	2.33bc	2.22b	2.43c	2.3bc	1.73A	2.17C*	2.00B*	2.13C*	2.26D*
P (mg kg ⁻¹)		1731a	1888b	1873b	1844b	2287c	1735A	1896B	1914B	1922B	2171C
K (mg kg ⁻¹)		23997a	24443a	25073a	26820b	24889a	24780A*	25656AB	26620B*	28539C*	31037D*
Na (mg kg ⁻¹)		851a	1028c	908ab	915b	892ab	1253A*	1472B*	1805D*	1278A*	1706C*
Ca (mg kg ⁻¹)	Drought	11283c	9659a	11102c	12670d	10304b	10127B*	9912B	11524C*	13014D	8980A*
Mg (mg kg ⁻¹)	experiment	2122a	2145ab	2289b	2306b	2692c	2222A*	2340B	2678C*	2676C	3055D*
Mn (mg kg ⁻¹)		49.6b	47.5a	52.3b	62.0d	58.2c	48.6A	49.9A	58.4B	66.3C*	58.0B
Fe (mg kg ⁻¹)		390c	148a	303b	333bc	169a	318C	254B*	374D*	432E	180A*
Cu (mg kg ⁻¹)		104b	93a	116c	93a	124d	86A*	101B*	114C	116C*	161D*
Zn (mg kg ⁻¹)		101a	61a	75a	72a	83a	60A	69AB*	76BC	84BD	91D*

Treatments		C	FO	JO	TI	QU	C	FO	JO	TI	QU
Parameters	Experiment	SC					SS				
TN (%)		2.16b	2.13b	2.14b	2.33b	1.62a	1.86A*	2.15BC	2.09B	2.21C*	1.85A*
P (mg kg ⁻¹)		1905c	2031d	1790b	1996d	1690a	1448AB*	1476B*	1421AB*	1569C*	1389A*
K (mg kg ⁻¹)		25356bc	23443a	24612ab	25132bc	26209c	22960A*	23429A	22368A*	22830A*	23539A*
Na (mg kg ⁻¹)		921b	1196d	1077c	818a	945b	7223C*	6000A*	10125D*	6457B*	7283C*
Ca (mg kg ⁻¹)	Salinity	9569a	12959d	11123b	12906d	12323c	19214D*	14173B*	11533A	17249C*	13836B*
Mg (mg kg ⁻¹)	experiment	2191b	2360c	2051a	2300bc	1931a	2100C	2091C*	1967B	2119C*	1832A
Mn (mg kg ⁻¹)		48.6ab	55.2c	47.9a	49.8ab	51.3b	60.6B*	50.9A*	48.5A	57.5B*	49.3A
Fe (mg kg ⁻¹)		209a	495c	296b	314b	480c	802E*	375B*	231A*	549D*	451C
Cu (mg kg ⁻¹)		78b	62a	83c	65a	103d	106B*	75A*	105B*	83A*	102B
Zn (mg kg ⁻¹)		89d	57a	59a	63b	72c	66B*	62A*	69B*	66AB*	69B

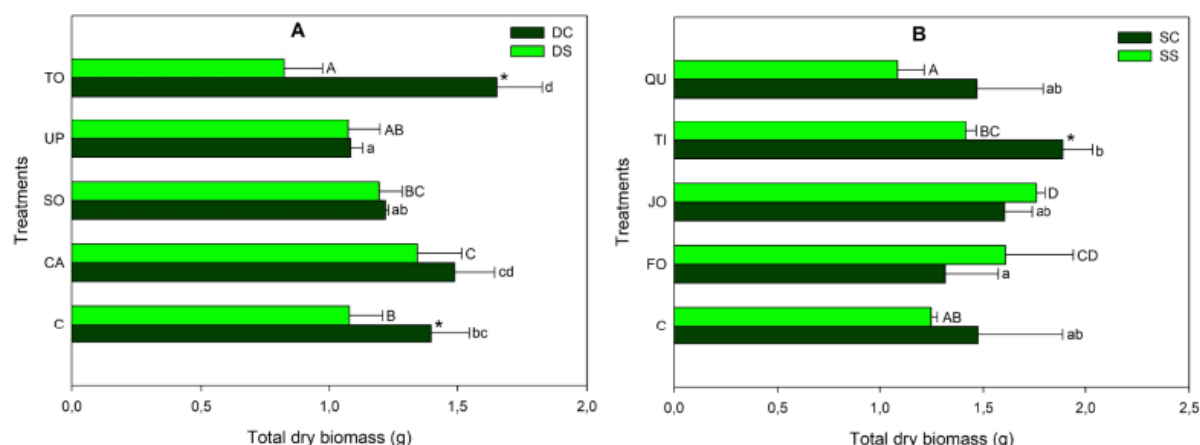


Figure 2: Dried biomass of rosemary after application of drought (A) and salt (B) stresses. Data values reported as average per treatment $\pm$ standard deviation ($n=3$). Different lowercase letters within a column indicate significant differences among no stress treatments and different capital letters within a column indicate significant differences among stressed treatments ($p < 0.05$). Asterisks indicate significant differences between same treatment stressed and unstressed. For other abbreviations see Table 1 and 2.

In relation to the salinity experiment, the TI plants exhibited the highest level of biomass when irrigated with normal water (Figure 2B). Salt stress resulted in a significant decline in plant biomass, with a 27% reduction observed in TI plants and a 26% reduction noted in QU plants with respect to well-watered TI and QU plants respectively. Similarly to what was observed in the present study, Acosta-Motos et al. (2017) reported a general reduction in dry biomass in different types of plants subjected to salinity stress. Moreover, under salt stress conditions, FO and JO plants exhibited higher biomass compared to C plants (Figure 2B) whereas QU presented the lowest biomass. Choi et al. (2024) found that the application of humic substances to spinach under greenhouse conditions, in conjunction with salt and drought stress, resulted in enhanced crop growth with regard to spinach grown without addition of humic acids. However, no differences were observed between the biomass of the treatments and the control when the plants were also subjected to daily heat stress. In the present study, the thermal conditions recorded inside the greenhouse at the beginning of the stress application could have caused thermal stress to the rosemary plants, thus mitigating the effect of the compost under salt stress.

3.3. Gas exchange measurements

The net photosynthetic rates (A) did not differ between the various treatments, with values of 4.7 ± 1.6 , 5.6 ± 2.5 , 5.3 ± 1.8 , 5.7 ± 2.5 and $4.5 \pm 0.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ recorded at the commencement of the drought experiment for plants cultivated in soils that had not been amended (C), or had been amended with CA, SO, UP or TO composts, respectively. A similar observation was made in relation to stomatal conductance, with values of 0.052 ± 0.041 , 0.098 ± 0.080 , 0.066 ± 0.011 , 0.082 ± 0.068 and $0.077 \pm 0.024 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ recorded at T0 for plants cultivated in non-amended soils, or soils amended with CA,

SO, UP or TO composts, respectively. Nevertheless, the level of A was significantly lower in plants experiencing drought stress than in those in the control group, both 15 ($P<0.001$) and 30 days ($P<0.001$) following the initiation of the stress application (Table 3). A was 2.3 and 7.2- fold lower in DS plants than in DC ones at 15 days and at 30 days, respectively. Drought also decreased stomatal conductance in all amendment treatments at 15 ($P<0.001$) and 30 days ($P<0.001$) (Table 3). Moreover, no differences were observed among the various fertilisation treatments with respect to the A or gs values at T15 and T30. In the study by Jamaladdeen et al. (2023), it was reported that the cell walls and leaves of rosemary officinalis exhibited anatomical changes after a period of 16 days of drought, resulting in a leaf water loss of 15.5%. These anatomical changes have been shown to limit non-stomatal transpiration as well as CO₂ diffusion. Furthermore, a significant decline in chlorophyll content was observed in drought-treated plants compared to those cultivated in well-watered conditions, attributed to an accumulation of dead cells.

Table 3: Net photosynthetic rates ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) and stomatal conductances ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) throughout the experiment for control, drought and salinity stressed rosemary plants. Mean values $\pm$ standard deviation are shown ($n=15$). Asterisks indicate significant differences between well-watered (DC and SC) and drought (DS) or salt stress (SS) plants at each measurement time (0, 15 and 30 days). For other abbreviations see Table 1 and 2.

Time	Treatments	A ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	gs ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
<i>Drought experiment</i>			
0 days	DC	4.7 ± 1.7	0.053 ± 0.042
	DS	5.2 ± 2.0	0.076 ± 0.048
15 days	DC	5.2 ± 1.4	0.082 ± 0.029
	DS	$2.3 \pm 1.2^*$	$0.021 \pm 0.017^*$
30 days	DC	4.3 ± 0.7	0.066 ± 0.022
	DS	$0.6 \pm 0.5^*$	$0.003 \pm 0.001^*$
<i>Salinity experiment</i>			
0 days	SC	4.8 ± 1.4	0.073 ± 0.027
	SS	5.0 ± 0.9	0.057 ± 0.026
15 days	SC	5.2 ± 0.9	0.082 ± 0.020
	SS	$2.5 \pm 1.5^*$	$0.017 \pm 0.013^*$
30 days	SC	4.4 ± 0.9	0.079 ± 0.027
	SS	$2.0 \pm 1.5^*$	$0.020 \pm 0.021^*$

Also in the case of the salt stress experiment, no significant differences were observed in A values among the different fertilisation treatments at T0 (C: 4.6 ± 1.5 ; FO: 4.6 ± 0.3 ; JO: 4.2 ± 1.0 ; QU: 5.3 ± 1.9 ; TI: 5.5 ± 2.2) or gs values (C: 0.076 ± 0.026 ; FO: 0.077 ± 0.016 ; JO: 0.048 ± 0.016 ; QU: 0.079 ± 0.023 ; TI: 0.083 ± 0.048). The results, shown in Table 3, demonstrated a significant decrease in A and gs levels with salt stress. This decline was significant at both 15 ($P < 0.001$) and 30 days ($P < 0.001$) following the initiation of stress application, with a 2- and 2.2-fold reduction in A and a 4.82- and 4- fold reduction in gs, respectively. Moreover, no differences were observed among the various fertilisation treatments with respect to the A or gs values at T15 and T30.

3.4. Monoterpene emission

The most abundant monoterpenes emitted by rosemary plants were in percentage: α -pinene (47.4 ± 0.7), camphene (12.7 ± 1.3), cineole (8.2 ± 0.6), β -pinene (7.8 ± 1.7), limonene (7.2 ± 0.6), borneol (5.7 ± 1.3) and myrcene (5.2 ± 1.0) (well-watered plants grown on unamended soils). Other monoterpenes were linalool, terpinene, terpineol and verbenone. The only sesquiterpene we detected was β -cariophyllene.

Regarding emission rates, there was a general decrease, though not significant, in total monoterpene emissions from well-watered plants, DC and SC, over time (from the start measurements to T15 and T30) (Figure 3A and B), which is likely attributable to a decline in temperature (from 19.5°C to 13.5°C) and/or accumulative temperature (from 24.7°C to 15.8°C). Indeed, elevated temperatures increase the volatility of terpenoids, thereby enhancing emission from storage pools, and on the other hand the biosynthesis of terpenoids can be stimulated by elevated temperatures, owing to the enhancement of enzyme activities (Duan et al., 2019). Also, β -cariophyllene decreased throughout the experiment.

On the other hand, it was observed that there was a significant increase in monoterpene emission rates in SS plants in comparison to the SC plants at the beginning of the experiment (Figure 3B). In this regard, we have to take into consideration that rosemary plants were irrigated with solutions of increasing salt concentrations during the week prior to the initial measurements. With drought, we also observed an increase in monoterpene emission rates at the beginning of the treatment though this increase was not significant (Figure 3A). The hydration of the DC plants was conducted immediately prior to the commencement of measurements. In contrast, the DS plants had not been watered for a period of three days prior to the initiation of measurements. This was due to the necessity of ensuring that the soil attained a WHC of 20% for its subsequent maintenance. Other studies have also shown an increase in monoterpene emissions during the initial phase of stress application. Ormeño et al., (2007) observed in the first days of stress a positive effect of drought on monoterpene emissions of *P. halepensis*, a monoterpene storing species. Also, Nogués et al. (2015) observed the same behaviour with rosemary plants and drought. In relation to the impact of salt on BVOCs, Tomescu et al. (2017) reported the induction of monoterpene emissions in salt-stressed *Solanum lycopersicum*. In fact, terpene storing pools have the capacity to provide a rapid

response to stress (Byron et al., 2022), including salinity and drought, by releasing stored compounds into the atmosphere without the necessity of new synthesis and decoupled from photosynthesis. The increase in monoterpene emissions may be attributable to a number of factors. These include the rise in temperature due to a decrease in evaporation as a consequence of stomata closure, as well as the utilisation of alternative carbon sources instead of recently assimilated photosynthate for terpene production (Ormeño et al., 2007).

Also, the expression of monoterpene synthases has been demonstrated to be subject to regulation by drought conditions and salt stress. For instance, in *Salvia officinalis*, sabinene synthase is shown to be overexpressed, whilst cineole synthase is found to be under expressed in response to drought (Radwan et al., 2017). On the other hand, Valifard et al., (2018) found that the transcript of the cineole synthase gene accumulated in leaves of *Salvia mirzayanii* plants during the early hours of salinity treatment.

Monoterpene emissions under drought and/or salinity stress were lower than from control plants in the second and third samplings. However, these differences were not significant (significant only in the case of drought for non-oxygenated monoterpenes in the third sampling date; $p=0.041$) despite the substantial reductions in A and g_s observed in both cases (salt and drought stress). A Two-Way MANOVA was conducted to explore the combined effects of compost and treatment (drought or salt stress) on oxygenated monoterpene or non-oxygenated monoterpene emissions at T30 (Table 4). In the drought experiment, non-oxygenated monoterpenes changed significantly with treatment ($p=0.041$) and with the interaction compost x treatment ($p=0.025$). Nevertheless, oxygenated monoterpenes changed only with the interaction compost x treatment ($p=0.011$). In the case of salinity, no differences were found in relation to compost and/or treatment (Table 4).

Early responses to water and salt stress are largely analogous (Munns, 2002). Drought and salinity have been shown to induce a physiological water deficit (Chaves et al., 2009). However, in the case of prolonged salt stress, plants exhibit a response to direct toxic effects of absorbed salt ions and osmotic stress (Chaves et al., 2009). In our study the effects of drought and salt stress with regards to gas exchange parameters and monoterpene emissions are similar though with some differences. Indeed, we have observed a positive correlation between the leaf RWC and oxygenated monoterpene emission (Total: $P=0.01$; $R=0.76$) and non-oxygenated monoterpene emission at the end of both experiments (Total: $P=0.009$; $R=0.77$) taking into consideration all data with the exception of emission from UP plants (Figure 4).

A decline in monoterpene emissions during periods of drought has been observed by other researchers. Yani et al. (1993) demonstrated a substantial decline in monoterpene emissions from *Cupressus semper virens*, a terpen ester-producing species, following an extended drought period. In our previous study, we reported a decrease of non-oxygenated monoterpenes with drought (Nogués et al., 2015). However, oxygenated monoterpenes exhibited an increase, attributed to the cumulative temperature-induced volatilisation from storage pools. In fact, the temperatures in that study were higher

than those observed in the current study (the temperature ranged from 23.8 °C at the beginning of the experiment to 33.6 °C). On the other hand, Peñuelas and Llusia, (1997) findings, based on a 21-month greenhouse experiment, revealed an absence of a clear correlation between irrigation terpene emissions in rosemary plants. This observation was replicated by Ormeno et al., (2007) in a 11-day drought study. On the other hand, the monoterpene emission from UP plants under drought stress was not significantly different than that under well water conditions (22.29 ± 5.14 , 12.34 ± 5.07 , respectively). It is noteworthy that in these plants, the presence of drought together with salinity conditions (high EC in compost), have enhanced monoterpene emission likely by an increase in temperature following stomata closure, an enhancement of monoterpene synthases or the utilisation of alternative carbon sources.

Table 4: Oxygenated and non-oxygenated monoterpene emission ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) of rosemary plants at the end of drought and salinity experiments. Results of ANOVA and two-way MANOVA. Co: composts; T: treatments (drought or salt); n.s.: not significant $p > 0.05$; *, **: significant at $p < 0.05$ and 0.01 , respectively. For other abbreviations see Table 1 and 2.

Compost	Non oxygenated monoterpenes ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	Oxygenated monoterpenes ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
<i>Drought experiment</i>		
C	12.45	2.28
CA	21.22	4.20
UP	14.37	2.94
<i>Univariate</i>	n.s.	n.s.
<i>(p)</i>	0.565	0.574
<i>Treatment</i>		
DC	20.47	3.81
DS	11.35	2.45
<i>Univariate</i>	*	n.s.
<i>(p)</i>	0.041	0.128
<i>Interaction Co x T</i>	**	**
<i>Univariate</i>	0.025	0.011
<i>(p)</i>	n.s.	n.s.
<i>Salinity experiment</i>		
C	14.75	2.98
JO	14.80	2.52
QU	13.31	2.19
<i>Univariate</i>	n.s.	n.s.
<i>(p)</i>	0.971	0.870
<i>Treatment</i>		
SC	16.43	3.05
SS	12.15	2.07
<i>Univariate</i>	n.s.	n.s.
<i>(p)</i>	0.457	0.441
<i>Interaction Co x T</i>		
<i>Univariate</i>	n.s.	n.s.
<i>(p)</i>	0.847	0.824

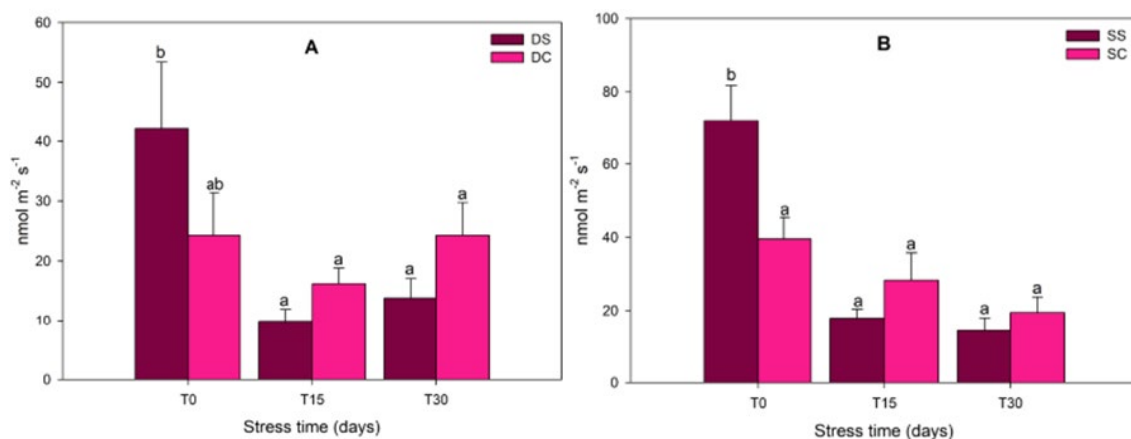


Figure 3: Total monoterpene emissions rates ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) during the experiment for drought stress (A) and salt stress (B) and well-watered (control) rosemary plants. Mean values $\pm$ standard deviation ($n=3$). Different letters indicate significant statistical differences ($p < 0.05$).

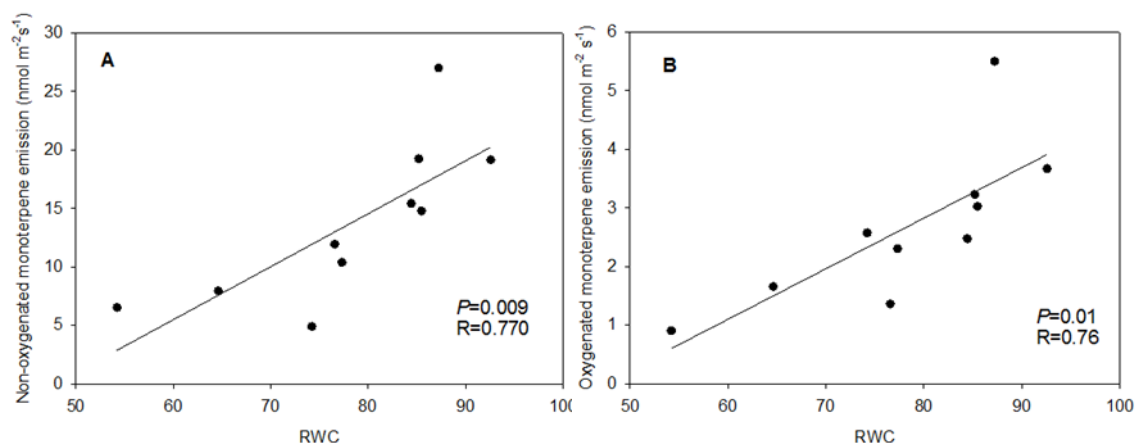


Figure 4: Correlation between non-oxygenated monoterpene emission (A) or oxygenated monoterpene emissions (B) and RWC at the end of the experimental time.

Throughout the experimental time monoterpene emissions did not change depending on the compost type or the leaf P and N contents though both elements are necessary for terpene synthesis and there was a significant interaction effect between compost and treatment (Table 4). N has been demonstrated to promote the electron transport rate and leaf photosynthesis, which in turn provide ATP and carbon substrates available for terpenoid synthesis. Conversely, terpenoid precursors exhibit high-energy phosphate bonds. Furthermore, phosphorus is a constituent of the ATP and NADPH molecules, which are essential for terpenoid synthesis (Bustamante et al., 2020). Other authors have also reported a lack of correlation between monoterpene emissions and N or P foliar concentrations for different species (Blanch et al., 2007). In contrast, Ormeño et al. (2009) demonstrated a positive correlation between N fertilisation and terpene emissions in *Rosmarinus officinalis*, although this relationship was only observed under optimal soil N conditions. Indeed, terpene emissions from plants located in plots with the highest compost rates (leaf N = 1.05%) were as low as in control plots (leaf N = 0.82%). In the present study, leaf N levels were found to exceed 1.75%,

thus indicating supra-optimal levels with regards to the observation made by these authors. Regarding leaf P, Ormeno et al., (2009) also found a positive correlation with monoterpene emissions in rosemary plants but only when P levels were below 0.13%. Over this value they did not observe a relationship between leaf P and monoterpene emissions. In our study leaf P levels were always over 0.14%.

3.5. Reflectance indices

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is among the earliest vegetation indexes ever calculated and still wanted for its ability to condensate a broad array of vegetation properties into a simplified information about vegetation stress (Huang et al., 2021). For the same reason, it can not be considered as a universally effective index especially for structural indexes. In the present study is coupled with Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index (MCARI 1). Additionally, to structural indexes, chlorophyll (Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance Index - TCARI) and carotenoid (Carotenoid Reflectance Index - CRI, Photochemical Reflectance Index - PRI and Plant Senescence Reflectance Index - PSRI) indexes were also taken into account to provide insights into the pigment composition and, consequently, to photosynthetic activity (Gitelson et al., 2017).

A Two-Way MANOVA was conducted to explore the combined effects of compost and drought stress on the following pigment indexes: NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1. The multivariate test revealed significant effects for both substrate and Treatment, (Wilk's Lambda=0.133, $F=1.749$, $p<0.045$ $\eta^2=0.396$) and (Wilk's Lambda=0.085, $F=26.766$, $p<0.001$ $\eta^2=0.915$), respectively. The interaction between compost used and Treatment applied was not significant (Wilk's Lambda=0.220, $F=1.214$, $p<0.272$ $\eta^2=0.315$) suggesting a not combined influence of both factors on plant's pigment indexes. Post-hoc contrast was carried out by Tukey HSD ($p<0.05$).

Drought stress increased PSRI ($p<0.001$) and TCARI ($p<0.001$), whereas it decreased NDVI ($p<0.001$), PRI ($p<0.001$), CRI ($p=0.023$), and MCARI1 ($p=0.005$) (Table 5). Our findings indicate that all the indices examined demonstrate sensitivity to drought, thereby indicating their potential to serve as effective indicators of drought stress in rosemary plants. Nonetheless, it was observed that PRI and PSRI exhibited a greater response to water stress compared to other hyperspectral parameters. PRI index has been shown to be a reliable metric for measuring the activity of the xanthophyll cycle which is related to photosynthetic light-use efficiency in plants (Coops et al., 2010). On the other hand, the PSRI index was first proposed by Merzlyak et al. (1999) as a sensor of the ratio of carotenoid to chlorophyll content and of the senescence phase of plant development. In a related study, Zhou et al. (2021) reported a change in PRI because of drought in citrus trees. Concurrently, Suarez et al. (2011) reported that PRI can be utilised as an indicator of water stress in peach orchards. Regarding PSRI index, it has been reported that is a valuable proxy in determining secondary effects of water stress (Struthers et al., 2013).

Table 5: The table shows mean values for NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1. The significance of between-subjects has been reported for Compost, Treatment and interaction. n.s.: not significant $p > 0.05$; *, **, ***: significant at $p < 0.05$, 0.01 and 0.001, respectively. For each parameter and factor, values in columns followed by the same letter are not statistically significant according to the Tukey HSD test. For other abbreviations see Table 1, 2 and 4.

Compost	NDVI	PRI	PSRI	TCARI	CRI	MCARI1
<i>Drought experiment</i>						
C	0.708	-0.018	0.042	0.147 b	7.330	0.512
CA	0.705	-0.017	0.034	0.184 ab	6.613	0.495
SA	0.679	-0.017	0.045	0.185 ab	6.462	0.468
TO	0.638	-0.026	0.061	0.184 ab	6.539	0.461
UP	0.679	-0.024	0.038	0.236 a	5.129	0.540
<i>Univariate</i>	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.
<i>(p)</i>	0.571	0.581	0.688	0.02	0.339	0.358
<i>Treatment</i>						
DC	0.792	-0.004	0.009	0.116	8.792	0.574
DS	0.571	-0.037	0.078	0.258	4.037	0.416
<i>Univariate</i>	***	***	***	***	***	***
<i>(p)</i>	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.023	0.005
<i>Interaction Co x T</i>						
<i>Univariate</i>	0.248	0.543	0.478	0.022	0.05	0.717
<i>(p)</i>	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	n.s.
<i>Salinity experiment</i>						
C	0.728 b	-0.021 b	0.031 a	0.185 a	7.586 b	0.495 b
FO	0.746 b	-0.015 b	0.026 a	0.158 a	8.233 ab	0.494 b
JO	0.760 ab	-0.013 ab	0.022 ab	0.154 a	8.260 ab	0.539 ab
QU	0.727 b	-0.020 b	0.033 a	0.186 a	7.843 b	0.506 ab
TI	0.793 a	-0.003 a	0.012 b	0.095 b	9.329 a	0.569 a
<i>Univariate</i>	***	***	***	***	***	***
<i>(p)</i>	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.004	0.009
<i>Treatment</i>						
SC	0.757	-0.011	0.022	0.156	8.043	0.540
SS	0.745	-0.018	0.027	0.156	8.458	0.501
<i>Univariate</i>	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	**
<i>(p)</i>	0.218	0.014	0.084	0.991	0.15	0.012
<i>Interaction Co x T</i>						
<i>Univariate</i>	0.018	0.037	0.046	0.002	<0.001	0.034
<i>(p)</i>	**	*	*	**	***	*

Regarding composts, plants grown on soils amended with UP compost presented a significantly higher TCARI than control plants. These high TCARI values, overall, under control conditions, could be related to the high CEC values of UP compost. Indeed, it must be considered that, despite elevated N levels, UP plants exhibited a diminished biomass in comparison to alternative treatments. This observation signifies the presence of an additional factor, such as a high EC that hindered plant growth and

maybe also other metabolic pathways reflected in this index. In this regard, Medina (2024) elucidates a mechanism of solute synthesis, designated as "compatible solutes", which operates within the cytoplasm of plant cells. This mechanism functions to counteract the osmotic potential of vacuoles, thereby facilitating adaptation to saline environments. The synthesis of these compatible solutes is predicted to incur a higher energetic cost for the plant and a higher nitrogen (N) consumption. This has been hypothesised to explain a shift in metabolic pathways that decreases chlorophyll synthesis in favour of increasing solutes and combating salt stress. On the other hand, the notion that interpretation of this index is challenging in cases of low leaf area (Liao et al., 2014) also must be considered.

A Two-Way MANOVA was conducted to explore the combined effects of compost and salt stress on the following pigment indexes: NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1. The multivariate test revealed significant effects for both compost and Treatment, (Wilk's Lambda = 0.209, $F=3.734$, $p<0.001$, $\eta^2=0.324$) and (Wilk's Lambda = 0.625, $F=4.506$, $p<0.001$, $\eta^2=0.375$), respectively. The interaction between compost used and Treatment applied was also significant (Wilk's Lambda = 0.145, $F=4.864$, $p<0.001$, $\eta^2=0.382$) suggesting a combined influence of both factors on plant's pigment indexes. Post-hoc contrast was carried out by Tukey HSD ($p<0.05$).

Salt stress decreased PRI ($p=0.014$) and MCARI1 ($p=0.012$). PRI reduction after 28 and 35 days of salt stress were found by Calzone et al. (2021) in two different pomegranate cultivars.

With regards to the effect of compost, TI plants presented higher NDVI, PRI, CRI and MCARI1 values and lower PSRI and TCARI values than control plants (Table 5). These variations were in the opposite direction to those caused by drought stress. Although, specific conclusions cannot be drawn relying exclusively on optical indexes, our findings suggest TI plants cope better with salinity stress in comparison with other plants indicating improvement of structure indexes.

4. Conclusions

From the standpoint of biomass, it was determined that CA compost was the most suitable amendment to be employed under conditions of drought stress. Conversely, UP and TO were found to be suboptimal under drought conditions, although TO compost did promote plant growth under normal irrigation conditions. UP compost presented a high electrical conductivity (EC) value, which may have an impact on plant growth even under full irrigation. Conversely, TO compost has been observed to contain comparatively low levels of humic substances, which are known to facilitate plant resilience in drought-stressed environments.

With regard to salinity, both JO and FO compost appear to be more conducive to plant growth under conditions of salinity. Leaves of plants cultivated on FO-amended soils exhibit elevated levels of the K/Na ratio, which is widely regarded as an indicator of salt tolerance. However, the leaf K/Na ratio of plants treated with JO was the lowest among the treatments. It can thus be concluded that, in the context of salt stress, JO plants have

been shown to be capable of compensating for the negative effects that ion imbalances may have on plant growth.

As previously reported by several authors, an increase in monoterpene emission was observed at the onset of drought and salt stress. Furthermore, a positive correlation was identified between leaf relative water content (RWC) and monoterpene emission rates, with the exception of the UP leaves data, at the conclusion of the experimental period. The utilisation of UP compost with elevated EC, impaired plant growth despite the presence of elevated levels of leaf N. This phenomenon also led to the disruption of other processes, including the emission rates of monoterpenes.

With regard to reflectance indices, the impact of drought was observed to exert an influence on all indices that were the subject of study (NDVI, PRI, PSRI, TCARI, CRI and MCARI1). Conversely, salinity was found to have no effect on index values. It is noteworthy that UP leaves exhibited notably elevated TCARI values in comparison to the other treatments, thereby emulating the effect of drought on this index. This behaviour may be indicative of the stress experienced by rosemary plants due to the utilisation of a high EC compost, which has likely resulted in a decline in chlorophyll synthesis. Conversely, TI leaves exhibited substantial variations in the values of all indices, yet in the opposite direction to that of drought stress. This result may suggest that TI plants demonstrated superior performance under conditions of control and/or salt stress, though this higher performance had not been reflected in plant growth under salt stress.

5. References

- Acosta-Motos, J. R., Ortuño, M. F., Bernal-Vicente, A., Diaz-Vivancos, P., Sanchez-Blanco, M. J., & Hernandez, J. A. 2017. Plant Responses to Salt Stress: Adaptive Mechanisms. *Agronomy*, 7(1), 18. <https://doi.org/10.3390/agronomy7010018>
- Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., & Bernal, M. P. 2011. Improvement of soil quality after “alperujo” compost application to two contaminated soils characterised by differing heavy metal solubility. *J. Environ. Manage.* 92(3), 733–741. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2010.10.018>
- Al-Fraihat, A. H., Al-Dalain, S. Y., Zatimeh, A. A., & Haddad, M. A. 2023. Enhancing Rosemary (*Rosmarinus officinalis*, L.) Growth and Volatile Oil Constituents Grown under Soil Salinity Stress by Some Amino Acids. *Horticulturae*, 9(2), 252. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9020252>
- Alromian, F. M. 2020. Effect of type of compost and application rate on growth and quality of lettuce plant. *J. Plant. Nutr.* 43(18), 2797–2809. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1793185>
- Alsadon, A., Dewir, Y. H., Ibrahim, A., Alenazi, M., Osman, M., Al-Selwey, W. A., Ali, M. A., Shady, M., Alsughayyir, A., & Hakiman, M. 2024. Compost Amendment Enhances Leaf Gas Exchange, Growth, and Yield in Water-challenged ‘Crimson Giant’ Red Radish (*Raphanus sativus* L.). *HortScience*, 59(1), 84-91. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI17371-23>

- 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. <https://doi.org/10.3390/agronomy14010054>
- Aly, M., Mohamed, R., & Hassan, A. 2024. Alleviation of Irrigation Water Salinity Effect on *Rosmarinus officinalis* by Humic Acid. *Scientific Journal of Agricultural Sciences*, 6(1), 1-16. <https://doi.org/10.21608/sjas.2024.268089.1388>
- Atiyeh, R. M., Edwards, C. A., Subler, S., & Metzger, J. D. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresour. Technol.* 78(1), 11–20. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00172-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00172-3)
- Blanch, J. S., Peñuelas, J., & Llusà, J. 2007. Sensitivity of terpene emissions to drought and fertilization in terpene-storing *Pinus halepensis* and non-storing *Quercus ilex*. *Physiol. Plant.* 131(2), 211–225. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2007.00944.x>
- Bremmer, J. M. and Britebeck, G. A. 1983. A simple method for determination of ammonium in semimicro-Kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. *Commun. Soil Sci. Plan.* 14 (10), 905-913. <https://doi.org/10.1080/00103628309367418>
- Bremner, J. M., & Keeney, D. R. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta.* 32(C), 485–495. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88973-4](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88973-4)
- Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B. 1995. A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36, 1–16.
- Bustamante, M. A., Albuquerque, J. A., Restrepo, A. P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., & Bernal, M. P. 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy*, 43, 26–35. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2012.04.010>
- Bustamante, M. Á., Michelozzi, M., Caracciolo, A. B., Grenni, P., Verbokkem, J., Geerdink, P., Safi, C., & Nogues, I. 2020. Effects of soil fertilization on terpenoids and other carbon-based secondary metabolites in *rosmarinus officinalis* plants: A comparative study. *Plants*, 9(7), 1–19. <https://doi.org/10.3390/plants9070830>
- Byron, J., Kreuzwieser, J., Purser, G., van Haren, J., Ladd, S. N., Meredith, L. K., Werner, C., & Williams, J. 2022. Chiral monoterpenes reveal forest emission mechanisms and drought responses. *Nature*, 609 (7926), 307–312. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05020-5>
- Calzone, A., Cotrozzi, L., Lorenzini, G., Nali, C., & Pellegrini, E. 2021. Hyperspectral Detection and Monitoring of Salt Stress in Pomegranate Cultivars. *Agronomy*, 11(6), 1038. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061038>

- Chaves, M. M., Flexas, J., & Pinheiro, C. 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: Regulation mechanisms from whole plant to cell. *Ann. Bot.* 103(4), 551–560. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn125>
- Choi, S., Harvey, J. T., & Leskovar, D. I. 2024. Solid humic substance enhanced spinach abiotic stress tolerance under combined drought, salinity, and daily heat stress. *Plant Stress*, 13, 100544. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2024.100544>
- Coops, N. C., Hilker, T., Hall, F. G., Nichol, C. J., & Drolet, G. G. 2010. Estimation of light-use efficiency of terrestrial ecosystems from space: A status report. *BioScience*, 60(10), 788–797. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.10.5>
- DIN EN 12176:1998. Characterization of Sludge—Determination of pH Value. Deutsches Institut für Normung: Berlin, Germany, 1998.
- Duan, Q., Kleiber, A., Jansen, K., Junker, L. V., Kammerer, B., Han, G., Zimmer, I., Rennenberg, H., Schnitzler, J. P., Ensminger, I., Gessler, A., & Kreuzwieser, J. F. 2019. Effects of elevated growth temperature and enhanced atmospheric vapour pressure deficit on needle and root terpenoid contents of two Douglas fir provenances. *Environ. Exp. Bot.* 166, 103819. <https://doi.org/10.1016/J.ENVEXPBOT.2019.103819>
- Eekhout, J. P. C., Nunes, J. P., Trambly, Y., & de Vente, J. 2025. Severe Impacts on Water Resources Projected for the Mediterranean Basin. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 12(2). <https://doi.org/10.1002/wat2.70012>
- Ferreira, C. S. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Sci. Total. Environ.* 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- Filcheva, E. G., & Tsadilas, C. D. 2002. Influence of clinoptilolite and compost on soil properties. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 33(3–4), 595–607. <https://doi.org/10.1081/CSS-120002766>
- Formica, V., Leoni, F., Duce, C., González-Rivera, J., Onor, M., Guarnaccia, P., Carlesi, S., & Bàrberi, P. 2024. Controlled drought stress affects rosemary essential oil composition with minimal impact on biomass yield. *Ind. Crops Prod.* 221, 119315. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.119315>
- Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. 2008. Solid waste management by composting: State of the art. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 38(5), 311–400. <https://doi.org/10.1080/10643380701413633>
- García-López, A. M., & Horta, C. 2022. Effects of compost on lettuce (*Lactuca sativa*) yield and soil biochemical properties Efectos de compost sobre el rendimiento de lechuga y propiedades bioquímicas del suelo. *Revista de Ciências Agrárias*, 2022(4), 356–360. <https://doi.org/10.19084/rca.28488>

- Geisseler, D., Miller, K., Santiago, S., & Abou Najm, M. 2024. The multi-faceted relationship between nitrogen mineralization and soil texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 88 (5), 1792-1807. <https://doi.org/10.1002/saj2.20728>
- Hernández, T., Chocano, C., Moreno, J. L., & García, C. 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops-Effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* 160, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.005>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. 2021. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *J. For. Res.* 32(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Jamaladdeen, R., Coudour, B., Dédaldéchamp, F., Lemée, L., Thibault, F., Garo, J.P., & Wang, H.Y. 2023. Influence of combined hydric and thermal stresses on *Rosmarinus officinalis* and *Cistus albidus*. *Int. J. Wildland Fire*, 32(6), 968-978. <https://doi.org/10.1071/WF22146>
- Kamanga, R. M., Matuntha, I., Chawanda, G., Mtaya, J., Chasweka, T., Dzimbiri, C., Stevens, J., Nyasulu, M., Chiwasa, H., Sefasi, A., Mwale, V. M., & Chimungu, J. 2024. Exploration of Agronomic Efficacy and Drought Amelioration Ability of Municipal Solid Waste-Derived Co-Compost on Lettuce and Maize. *Sustainability*, 16 (23), 10548. <https://doi.org/10.3390/su162310548>
- Khorasani, H., Rajabzadeh, F., Mozafari, H., & Pirbalouti, A. G. 2023. Water deficit stress impairment of morphophysiological and phytochemical traits of *Stevia* (*Stevia rebaudiana* Bertoni) buffered by humic acid application. *S. Afr. J. Bot.* 154, 365–371. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2023.01.030>
- Liao, Q. H., Zhang, D. Y., Wang, J. H., Yang, G. J., Yang, H., Craig, C., Wong, Z., & Wang, D. C. 2014. Assessment of chlorophyll content using a new vegetation index based on multi-angular hyperspectral image data. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 34(6), 1599–1604. [https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593\(2014\)06-1599-06](https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593(2014)06-1599-06)
- Medina, E. 2024. Principios de ecofisiología vegetal. Ediciones IVIC, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Caracas, Venezuela. 414 pp.
- Melero, S., Madejón, E., Ruiz, J. C., & Herencia, J. F. 2007. Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agriculture system as affected by organic fertilization. *Eur. J. Agron.* 26(3), 327–334. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2006.11.004>
- Merzlyak, M. N., Gitelson, A. A., Chivkunova, O. B., & Rakitin, V. Y. 1999. Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiol. Plant.* 106(1), 135–141. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.1999.106119.x>
- Mira-Urios, M. Á., Sáez, J. A., Orden, L., Marhuenda-Egea, F. C., Andreu-Rodríguez, F. J., Toribio, A. J., Agulló, E., López, M. J., & Moral, R. 2025. Composting of Olive Mill Wastewater Sludge Using a Combination of Multiple Strategies: Assessment of

Improvement in Biodegradability, GHG Emissions, and Characteristics of the End Product. *Agronomy*, 15(4), 808. <https://doi.org/10.3390/agronomy15040808>

Moreno F., L. P. 2009. Respuesta de las plantas al estrés por déficit hídrico. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 27(2), 179-191. Retrieved May 05, 2025, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-99652009000200006&lng=en&tlng=es.

Munné-Bosch, S., Alegre, L. 2000. Changes in carotenoids, tocopherols and diterpenes during drought and recovery, and the biological significance of chlorophyll loss in *Rosmarinus officinalis* plants. *Planta* 210, 925–931. <https://doi.org/10.1007/s004250050699>

Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant. Cell. Environ.*, 25(2), 239–250. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00808.x>

Nestola, E., Scartazza, A., Di Baccio, D., Castagna, A., Ranieri, A., Cammarano, M., Mazzenga, F., Matteucci, G., & Calfapietra, C. (2018). Are optical indices good proxies of seasonal changes in carbon fluxes and stress-related physiological status in a beech forest? *Sci. Total Environ.* 612, 1030–1041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.167>

Nogués, I., Muzzini, V., Loreto, F., & Bustamante, M. A. 2015. Drought and soil amendment effects on monoterpene emission in rosemary plants. *Sci. Total Environ.* 538, 768–778. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.08.080>

Orden, L., Iocoli, G. A., Bustamante, M. Á., Moral, R., & Rodríguez, R. A. 2022. Nutrient Release Dynamics in Argentinean Pampean Soils Amended with Composts under Laboratory Conditions. *Agronomy*, 12(4), 795. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040795>

Ormeño, E., Olivier, R., Mévy, J. P., Baldy, V., & Fernandez, C. 2009. Compost may affect volatile and semi-volatile plant emissions through nitrogen supply and chlorophyll fluorescence. *Chemosphere*, 77(1), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.014>

Ormeño, E., Mévy, J. P., Vila, B., Bousquet-Mélou, A., Greff, S., Bonin, G., & Fernandez, C. 2007. Water deficit stress induces different monoterpene and sesquiterpene emission changes in Mediterranean species. Relationship between terpene emissions and plant water potential. *Chemosphere*, 67(2), 276–284. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.10.029>

Penuelas, J., & Llusla, J. 1997. Effects of carbon dioxide, water supply, and seasonality on terpene content and emission by *rosmarinus officinalis*. *J. Chem. Ecol.*, 23(4), 979–993. <https://doi.org/10.1023/B:JOEC.0000006383.29650.d7>

Radwan, A., Kleinwächter, M., & Selmar, D. 2017. Impact of drought stress on specialised metabolism: Biosynthesis and the expression of monoterpene synthases in sage (*Salvia*

- officinalis). *Phytochemistry*, 141, 20–26.
<https://doi.org/10.1016/J.PHYTOCHEM.2017.05.005>
- Rahman, S. U., Yousaf, S., Ilyas, M., Su, Y., Riaz, M., Benazir, S., Sheringal, B. U., Ditta, A., University, B., & Ayub, S. G. 2023. Comparative study of differently composted organic fraction of municipal solid waste: Insights from physicochemical analysis. *Research Square* <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3065595/v1>
- Rodrigues, M. S., Dias, L. F., & Nunes, J. P. 2024. Impact of nature-based solutions on sustainable development goals in Mediterranean agroecosystems: A meta-analysis. *J. Environ. Manage.* 371: 123071. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123071>
- Salem, O. H., & Jia, Z. 2024. Evaluation of Different Soil Salinity Indices Using Remote Sensing Techniques in Siwa Oasis, Egypt. *Agronomy*, 14(4), 723. <https://doi.org/10.3390/agronomy14040723>
- Savy, D., Cozzolino, V., Vinci, G., Verrillo, M., Aliberti, A., Maggio, A., Barone, A., & Piccolo, A. 2022. Fertilisation with compost mitigates salt stress in tomato by affecting plant metabolomics and nutritional profiles. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 9, 104. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00373-5>
- Schurgers, G., Arneth, A., Holzinger, R., & Goldstein, A. H. 2009. Process-based modelling of biogenic monoterpene emissions combining production and release from storage. *Atmos. Chem. Phys.* 9. <https://doi.org/10.5194/acp-9-3409-2009>
- Sharifi, A. 2020. Remotely sensed vegetation indices for crop nutrition mapping. *J. Sci. Food Agric.* 100(14), 5191–5196. <https://doi.org/10.1002/jsfa.10568>
- Struthers, R.R., Farifteh, J., Swennen, R., and Coppin, P. 2013. Physiological and spectral response to water stress induced by regulated deficit irrigation on pear trees. *Appl. Rem. Sens. J.* 3, 9–17.
- Suárez, L., Zarco-Tejada, P.J., Berni, J.A.J., González-Dugo, V. & Fereres, E. 2011. Orchard water stress detection using high-resolution imagery. *Acta Hort.* 922, 35-39. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2011.922.3>
- Suvendran, S., Acevedo, M. F., Smithers, B., Walker, S. J., & Xu, P. 2025. Soil Fertility and Plant Growth Enhancement Through Compost Treatments Under Varied Irrigation Conditions. *Agriculture*, 15(7). <https://doi.org/10.3390/agriculture15070734>
- Tomescu, D., Șumălan, R., Copolovici, L., & Copolovici, D. 2017. The influence of soil salinity on volatile organic compounds emission and photosynthetic parameters of *Solanum lycopersicum* L. varieties. *Open Life Sciences*, 12(1), 135–142. <https://doi.org/10.1515/biol-2017-0016>
- Tounekti, T., Vadel, A. M., Bedoui, A., & Khemira, H. 2008. NaCl stress affects growth and essential oil composition in rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.). *J. Hortic. Sci. Biotechnol.* 83(2), 267–273. <https://doi.org/10.1080/14620316.2008.11512379>

- Tounekti, T., Vadel, A. M., Oñate, M., Khemira, H., & Munné-Bosch, S. 2011. Salt-induced oxidative stress in rosemary plants: Damage or protection? *Environ. Exp. Bot.* 71(2), 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.12.016>
- Turbé, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle, P., Ruiz, N., Van der Putten, W.H., Labouze, E., Mudgal, S. 2010. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD and NIOO, Report for European Commission (DG Environ-ment) <https://hal-bioemco.ccsd.cnrs.fr/bioemco-00560420v1>
- Valifard, M., Mohsenzadeh, S., Kholdebarin, B., Rowshan, V., Niazi, A., & Moghadam, A. 2018. Effect of salt stress on terpenoid biosynthesis in *Salvia mirzayanii*: from gene to metabolite. *J. Hortic. Sci. Biotechnol.* 94(3), 389–399. <https://doi.org/10.1080/14620316.2018.1505443>
- 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. *Sustainable Chem. Pharm.* 41, 101730. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2024.101730>
- Yani, A., Pauly, G., Faye, M., Salin, F., Gleizes, M. 1993. The effect of a long-term water stress on the metabolism and emission of terpenes of the foliage of *Cupressus sempervirens*. *Plant, Cell Environ.*, 16, 975-981. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1993.tb00521.x>
- Yeomans, J. C., & Bremner, J. M. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19(13), 1467–1476. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>
- Zapata-González, D. A., Trujillo-González, J. M., Torres-Mora, M. A., González-Santamaria, D., & Jiménez-Ballesta, R. 2023. Assessment of toxic response of *Lactuca sativum* compost extracted from agri-food waste. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 13(1), 132404–132405. <https://doi.org/10.57647/j.ijrowa.2024.1301.04>
- Zhou, J. J., Zhang, Y. H., Han, Z. M., Liu, X. Y., Jian, Y. F., Hu, C. G., & Dian, Y. Y. 2021. Evaluating the performance of hyperspectral leaf reflectance to detect water stress and estimation of photosynthetic capacities. *Remote Sensing*, 13(11), 2160. <https://doi.org/10.3390/rs13112160>
- Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature com-post. *Biocycle*, 22, 54–57.

6. Acknowledgements

This research has been financed by the research project NEOCOMP (ref. PID2020-113228RBI00) funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033, and it was supported by the Spanish Ministry of Universities with a PhD contract (FPU21/01207) to the first author. The activities were also funded under the National Recovery and Resilience Plan (NRRP), Mission 4 Component 2 Investment 1.4 - Call for tender No. 3138 of 16 December 2021, rectified by Decree n.3175 of 18 December 2021 of Italian Ministry of University and Research funded by the European Union – NextGenerationEU; Project code CN_00000033, Concession Decree No. 1034 of 17 June 2022 adopted by the Italian Ministry of University and Research, Project title “National Biodiversity Future Center - NBFC” and by EU - Next Generation EU Mission 4 “Education and Research” - Component 2: “From research to business” - Investment 3.1: “Fund for the realization of an integrated system of research and innovation infrastructures” - [grant number IR0000032 – ITINERIS - Italian Integrated Environmental Research Infrastructures System - CUP B53C22002150006].

7. Author contributions

Cristina Álvarez-Alonso: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Data curation, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization Isabel Nogués: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data curation, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization Emanuele Pallozzi: Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data curation, Writing - Original Draft, Visualization Walter Stefanoni: Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data curation, Writing - Original Draft, Visualization Fabrizio Pietrini: Methodology, Software, Validation, Investigation, Resources, Writing - Original Draft Lucia Sosa: Methodology, Software, Validation, Investigation Natalia Manrique: Methodology, Investigation M. Dolores Pérez-Murcia: Conceptualization, Methodology, Validation, Investigation, Resources, Data curation, Supervision, Project administration, Funding acquisition R. Moral: Methodology, Validation, Investigation, Resources, Supervision M. Ángeles Bustamante: Conceptualization, Methodology, Validation, Investigation, Resources, Data curation, Writing - Review & Editing, Supervision, Project administration, Funding acquisition

