

Doctorado en Química

ASPECTOS AMBIENTALES DEL APROVECHAMIENTO DE LA PAJA DEL ARROZ MEDIANTE COMPOSTAJE Y APLICACIÓN EN CAMPO



Tesis Doctoral
Isabel Rodríguez Carretero

Directores
Dr. Rodolfo Canet Castelló
Dra. Ana Pérez Piqueres
Dra. Ana Quiñones Oliver

Tutora académica
Dra. Pilar Campíns Falcó

Valencia, abril 2025

UNIVERSIDAD DE VALENCIA

Programa de Doctorado en Química



VNIVERSITAT
DE VALÈNCIA

TÍTULO

**Aspectos ambientales del aprovechamiento de la paja del
arroz mediante compostaje y aplicación en campo**

MEMORIA PRESENTADA POR:

Isabel Rodríguez Carretero

Para optar al grado de
Doctora en Química

DIRECTORES:

Dr. Rodolfo Canet Castelló

Dra. Ana Pérez Piqueres

Dra. Ana Quiñones Oliver

TUTOR ACADÉMICO:

Dra. Pilar Campíns Falcó

Valencia, abril de 2025

*A mi madre,
Jose
y mis pequeños*

AGRADECIMIENTOS

Escribir estas líneas de agradecimiento es darme cuenta de que esta etapa de mi vida está llegando a su fin. Una etapa que, aunque ha estado llena de momentos duros y difíciles, he disfrutado mucho, sobre todo porque la he vivido rodeada de muy buena compañía.

En primer lugar, quiero expresar mis agradecimientos a mis directores de tesis. Al Dr. Rodolfo Canet, por invitarme a embarcarme en esta aventura, por confiar en mí y por darme esta oportunidad. A la Dr. Ana Quiñones y a la Dr. Ana Pérez, por ser mis pilares fundamentales en este estudio, sin vosotras no habría llegado hasta aquí. Por mucho que escriba, sería imposible plasmar toda la ayuda que me habéis prestado, siempre con mucho respeto, paciencia y, sobre todo, con mucho cariño.

A la Dra. Almudena Bermejo, por ayudarme en la parte que más desconocía, los metabolitos secundarios en la fruta; la Dr. M^a Ángeles Zamudio, por guiarme en la parte de economía y a Pilar, por su ayuda en la calidad de fruto. A todas ellas por ofrecerme su apoyo con tanto afecto.

Agradecer al Programa de Desarrollo Rural de la Comunitat Valenciana 2014-2020, a Cooperatives Agroalimentàries y a la empresa de Depuración de Aguas del Mediterráneo, DAM, que permitieron la realización de este trabajo. A Sole, Belén y Toni de las Cooperativas de Lliria y Alzira. A Miguel Ángel, Cristina y Jesús de DAM, quienes siempre me facilitaron el trabajo tanto en la planta de compostaje como en las aplicaciones en campo. A Paco y Miguel, por permitirnos experimentar en sus parcelas, aunque a veces se nos puso difícil.

Por supuesto, este trabajo no habría sido posible sin mis compañeros del CDAS. Especial mención a Pepe y mi querida *Merchita*, gracias por vuestra inagotable ayuda en las tareas analíticas y de campo de este trabajo, y por todos los momentos vividos juntos. También a Ramón, por tu apoyo en las labores de campo. A mis compañeros que, aunque algunos ya no formen parte del equipo, contribuyeron en su momento para que el trabajo saliera adelante: Irene, Carmen y Laura. A Licia, por encargarte últimamente de tantas cosas. Y a Maylin, Paula, Delfina, Rodrigo, Andrés, Jorge, Pepe G., Tàfol y Piedad, gracias por preocuparos por mí y por escucharme siempre. A Belén y a Julia, por vuestros infinitos consejos y palabras de ánimo. También palabras de cariño para el resto de mis compañeros del IVIA de otros departamentos que tanto se han interesado por mi progreso.

A pesar de que este trabajo se haya realizado sin ellos, no quiero olvidar agradecer al Dr. Fernando Pomares, quien hace ya algunos años me dio la oportunidad de formar parte de su equipo de investigación en el IVIA. También a Francisco Tarazona, de quien tanto aprendí, tanto a nivel científico como personal.

A mi familia y amigos, gracias por vuestro interés constante en mi evolución y por animarme en todo momento. A mi hermano, por estar siempre ahí. Aunque nos dedicamos a cosas totalmente distintas, nos enseñaron que sin esfuerzo no hay recompensa.

A Jose, mi marido, gracias por tu infinita paciencia, por apoyarme siempre y por aguantar mis nervios, especialmente, en este último año. A mis pequeños, David y Joel, espero que algún día me perdonéis por todos los momentos robados y olvidéis la frasecita que tantas veces os he repetido delante del ordenador: *"Un momento, mamá tiene que acabar una cosita..."*. Madre mía, si supierais lo que aún quedaba cuando empecé a decirla.

A mi madre, gracias, porque sin ti esto no habría sido posible. Gracias por ayudarme en todo lo necesario y a mucho más, para que pudiera realizar este trabajo y no se notara mi ausencia. Y cómo no, a mi padre: estoy segura de que, desde dónde estés, has tirado de mí para que no me rindiera en más de un momento.

RESUMEN

Esta tesis aborda la valorización de residuos orgánicos de difícil gestión, específicamente la paja de arroz junto con los lodos de depuradora, mediante compostaje, con el objetivo de optimizar su proceso y evaluar su impacto en la fertilidad del suelo y la nutrición de los cultivos, particularmente en los cítricos en la Comunidad Valenciana. El estudio se centra en tres áreas clave: la optimización del proceso de compostaje a escala industrial, la aplicación en el suelo del compost y de la paja como acolchado y la evaluación económica del uso de compost frente a fertilizantes minerales.

En cuanto al proceso industrial, se demostró que el compostaje de paja de arroz y lodos de depuradora es una solución viable para el reciclaje de estos residuos. Aumentar la proporción de paja mejora la temperatura del proceso, aunque reduce la estabilidad del compost final. Los compost generados presentan niveles adecuados de granulometría, pH y humedad, pero se observó cierta salinidad y altas concentraciones de amonio, que requieren atención en su dosificación en el campo. Además, el compost con paja de arroz es rico en fósforo, potasio y micronutrientes, lo que lo posiciona como una alternativa interesante para fertilizar los suelos agrícolas.

En la evaluación del impacto de la aplicación de compost con o sin paja y de paja como acolchado sobre la salud del suelo y la nutrición de cítricos, la aplicación de compost y paja mostró efectos positivos sobre la fertilidad y la absorción de nutrientes. El compost y la paja como acolchado aumentaron la humedad del suelo y redujeron la concentración de caliza activa, favoreciendo la biodisponibilidad de nutrientes. Sin embargo, los efectos fueron más evidentes en sistemas de riego localizado, donde el compost incrementó el número de frutos por árbol, aunque con menor peso. La aplicación de compost también mostró un aumento de ciertos cationes disponibles en el suelo, aunque no afectó significativamente a la concentración de los metales pesados excepto el Zn, ni a la actividad biológica del mismo.

El análisis económico reveló que el uso de compost es más rentable que los fertilizantes minerales convencionales. Esta sostenibilidad económica sumada a beneficios adicionales como la mejora de la estructura del suelo y el incremento de la materia orgánica, refuerza el papel del compost como una fuente de nutrientes sostenible.

En general, la tesis destaca el compostaje como una herramienta clave para la valorización de residuos y la mejora de la sostenibilidad agrícola. Los resultados apuntan a que el compost es una fuente viable y rentable de nutrientes para los suelos, aunque se recomienda seguir investigando para optimizar los procesos y garantizar la calidad de los compost generados.

RESUM

Aquesta tesi aborda la valorització de residus orgànics, específicament la palla d'arròs, que és un residu de difícil gestió, juntament amb els fangs de depuradora, mitjançant el compostatge, amb l'objectiu d'optimitzar el procés i avaluar el seu impacte en la fertilitat del sòl i la nutrició dels cultius, especialment els cítrics, a la Comunitat Valenciana. L'estudi se centra en tres àrees clau: l'optimització del procés de compostatge a escala industrial, l'aplicació del compost al sòl i l'avaluació econòmica de l'ús del compost enfront dels fertilitzants minerals.

Pel que fa al compostatge industrial, es va demostrar que el compostatge de palla d'arròs i fangs de depuradora és una solució viable per al reciclatge d'aquests residus. Augmentar la proporció de palla millora la temperatura del procés, encara que redueix l'estabilitat del compost final. Els compost generats presenten nivells adequats de granulometria, pH i humitat, però es va observar una certa salinitat i altes concentracions d'amoni, que requereixen atenció en la dosificació al camp. A més, el compost amb palla d'arròs és ric en fòsfor i micronutrients, fet que el posiciona com una alternativa interessant per fertilitzar sòls.

En l'avaluació de l'impacte de l'aplicació de compost amb o sense palla i de palla com a encoixinat sobre la salut del sòl i la nutrició dels cítrics, l'aplicació de compost i palla en sòls agrícoles va mostrar efectes positius sobre la fertilitat i l'absorció de nutrients. El compost i la palla com a encoixinat van augmentar la humitat del sòl i van reduir la concentració de calç activa, afavorint la biodisponibilitat de nutrients. Tanmateix, els efectes van ser més evidents en sistemes de reg localitzat, on el compost va incrementar el nombre de fruits per arbre, encara que amb menor pes. L'aplicació de compost també va mostrar un augment de certs cations disponibles al sòl, encara que no va afectar significativament la concentració de metalls pesants, excepte el Zn, ni l'activitat biològica del sòl.

L'anàlisi econòmic va revelar que l'ús de compost és més rendible que els fertilitzants minerals convencionals. Aquesta sostenibilitat econòmica, sumada a beneficis addicionals com la millora de l'estructura del sòl i l'increment de la matèria orgànica, reforça el paper del compost com a font de nutrients sostenible.

En general, la tesi destaca el compostatge com una eina clau per a la valorització de residus i la millora de la sostenibilitat agrícola. Els resultats apunten que el compost és una font viable i rendible de nutrients per als sòls, encara que es recomana continuar investigant per optimitzar els processos i garantir la qualitat del compost generats.

ABSTRACT

This thesis addresses the valorization of organic waste, specifically rice straw, which is a difficult-to-manage residue, together with sewage sludge, through composting. The objective is to optimize the process and evaluate its impact on soil fertility and crop nutrition, particularly citrus crops, in the Valencian Community. The study focuses on three key areas: the optimization of the industrial composting process, the application of compost to soil, and the economic evaluation of compost use compared to mineral fertilizers.

Regarding industrial composting, it was demonstrated that composting rice straw and sewage sludge is a viable solution for recycling these residues. Increasing the proportion of straw improves the process temperature, although it reduces the stability of the final compost. The compost generated showed adequate levels of particle size, pH, and moisture but revealed some salinity and high ammonium concentrations, requiring careful field application. Additionally, rice straw compost is rich in phosphorus and micronutrients, making it an interesting alternative for soil fertilization.

In assessing the impact of compost application with or without straw and straw as mulch on soil health and citrus nutrition, the application of compost and straw in agricultural soils showed positive effects on fertility and nutrient uptake. Compost and straw as mulch increased soil moisture and reduced active lime concentration, enhancing nutrient bioavailability. However, the effects were more evident in localized irrigation systems, where compost increased the number of fruits per tree, albeit with lower weight. Compost application also increased the availability of certain soil cations but did not significantly affect heavy metal concentrations (except for Zn) or soil biological activity.

The economic analysis revealed that using compost is more cost-effective than conventional mineral fertilizers. This economic sustainability, combined with additional benefits such as improved soil structure and increased organic matter, reinforces the role of compost as a sustainable nutrient source.

Overall, the thesis highlights composting as a key tool for waste valorization and enhancing agricultural sustainability. The findings suggest that compost is a viable and cost-effective source of nutrients for soils, although further research is recommended to optimize processes and ensure the quality of the generated compost.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	POLÍTICA AGRARIA HACIA UNA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS SUELOS	1
1.2	SUELO Y FERTILIDAD BIOLÓGICA	3
1.3	GESTIÓN DE LOS RESIDUOS	5
1.3.1	Gestión de la paja de arroz	5
1.3.2	Gestión de los lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales	7
1.4	VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS	8
1.4.1	Mulching o acolchado de paja de arroz	8
1.4.2	Compostaje de paja de arroz y lodos de EDAR	10
1.5	CULTIVO DE LOS CÍTRICOS	17
1.6	APLICACIÓN AGRÍCOLA DE PRODUCTOS ORGÁNICOS	18
1.6.1	Aporte de paja como acolchado en cítricos	20
1.6.2	Aporte de compost en los cítricos	21
2	OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO	23
2.1	OBJETIVOS	25
2.2	PLAN DE TRABAJO	25
2.2.1	Ensayos de compostaje	25
2.2.2	Ensayos de campo	26
2.2.3	Estudio de los factores económicos del uso del compost como fertilizante	26
3	MATERIALES Y MÉTODOS	27
3.1	Desarrollo experimental de los ensayos de compostaje	29
3.1.1	Construcción de las pilas	29
3.1.2	Medidas y labores realizadas a lo largo del proceso de compostaje	30
3.1.3	Muestreos realizados a lo largo del proceso	31
3.2	Efecto del material estructurante en la composición de compost elaborado con lodos de EDAR	32
3.3	Desarrollo experimental de los ensayos de campo	32
3.3.1	Características de las parcelas	33
3.3.2	Tratamientos realizados	34

3.3.3	Muestreos realizados a lo largo del ciclo de cultivo	35
3.4	Preprocesamiento de las muestras	36
3.4.1	Muestras recogidas en el proceso de compostaje	36
3.4.2	Material vegetal.....	37
3.4.3	Suelo	37
3.5	Determinaciones analíticas.....	37
3.5.1	Productos orgánicos.....	37
3.5.2	Muestras de suelo.....	45
3.5.3	Material vegetal.....	51
3.5.4	Parámetros físicos y químicos de calidad del fruto	52
3.6	Análisis estadístico	56
3.7	Estudio de los costes económicos del uso del compost como fertilizante	56
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	59
4.1	COMPOSTAJE INDUSTRIAL DE PAJA DE ARROZ Y LODOS DE EDAR.....	61
4.1.1	Características de los materiales de partida y las mezclas iniciales	61
4.1.2	Proceso de compostaje.....	65
4.1.3	Parámetros físicos y químicos del compost obtenido.....	72
4.2	EFFECTO DEL MATERIAL ESTRUCTURANTE EN LA COMPOSICIÓN DE COMPOST ELABORADO CON LODOS DE EDAR.....	76
4.2.1	Características analíticas de los compost obtenidos	76
4.3	EFFECTO DEL APORTE DE PRODUCTOS ORGÁNICOS SOBRE LA NUTRICIÓN DE LOS CÍTRICOS.....	79
4.3.1	Cítricos en riego por inundación	80
4.3.2	Cítricos en riego a goteo	93
4.3.3	Efecto sobre la fertilidad del suelo y la nutrición de plantas de cítricos ..	117
4.4	Costes económicos de valorización de residuos mediante compostaje y su uso como fuente de nutrientes	134
4.4.1	Etapas de valorización de residuos mediante compostaje y su aplicación agrícola	134
4.4.2	Coste económico de las etapas de valorización de residuos mediante compostaje y su aplicación agrícola	136
4.4.3	Análisis comparativo de costes entre fertilizantes minerales y orgánicos	138

5	CONCLUSIONES.....	141
6	BIBLIOGRAFÍA.....	147

TABLAS

Tabla 1. Características de las parcelas de estudio.....	33
Tabla 2. Plan de abonado en las parcelas de ensayo.....	33
Tabla 3. Análisis del agua de riego empleada en los ensayos.....	34
Tabla 4. Cantidades de compost y paja aplicadas en cada parcela.....	35
Tabla 5. Humedad, pH y conductividad eléctrica en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.	62
Tabla 6. Concentración de carbono orgánico total, carbono orgánico oxidable, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.	62
Tabla 7. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de macronutrientes en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.	63
Tabla 8. Concentración de micronutrientes y metales pesados en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.	64
Tabla 9. Eficiencia del uso de paja en el compost y rendimiento obtenido en el ensayo.....	72
Tabla 10. Humedad, pH y conductividad eléctrica de los compost obtenidos.....	73
Tabla 11. Concentración de carbono orgánico total, orgánico oxidable e hidrosoluble, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos de los compost obtenidos.	73
Tabla 12. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de macronutrientes de los compost obtenidos.	74
Tabla 13. Concentración de micronutrientes y metales pesados de los compost obtenidos.	75
Tabla 14. Humedad, pH y conductividad eléctrica de los compost obtenidos.....	77
Tabla 15. Concentración de carbono orgánico total, orgánico oxidable, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos de los compost obtenidos.....	77
Tabla 16. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de los macronutrientes de los compost obtenidos.....	78
Tabla 17. Concentración de micronutrientes y metales pesados de los compost obtenidos.	78
Tabla 18. Humedad, pH y conductividad eléctrica en el suelo de ambas campañas.	80
Tabla 19. Concentración de carbonatos totales y caliza activa en el suelo de ambas campañas.	81

Tabla 20. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas campañas.....	84
Tabla 21. Concentración de cloruros y nitratos en el suelo de ambas campañas.	86
Tabla 22. Concentración foliar de macronutrientes principales de ambas campañas.....	87
Tabla 23. Concentración foliar de macronutrientes secundarios de ambas campañas.....	87
Tabla 24. Concentración foliar de micronutrientes de ambas campañas.....	88
Tabla 25. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas campañas.....	89
Tabla 26. Parámetros químicos de calidad del fruto en recolección de ambas campañas.....	90
Tabla 27. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (I).....	91
Tabla 28. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (II).....	91
Tabla 29. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (III).....	92
Tabla 30. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (IV).....	92
Tabla 31. Composición de la paja de arroz utilizada en ambas campañas.....	93
Tabla 32. Humedad, pH y conductividad eléctrica en el suelo de ambas parcelas y campañas.....	94
Tabla 33. Concentración de carbonatos totales y caliza activa en el suelo de ambas parcelas y campañas.....	95
Tabla 34. Concentración de carbono, nitrógeno orgánico y relación C/N en el suelo de ambas parcelas y campañas.....	96
Tabla 35. Concentración de calcio, magnesio y sodio asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.....	97
Tabla 36. Concentración de calcio, magnesio, potasio y sodio soluble en el suelo de ambas parcelas y campañas.....	99
Tabla 37. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas parcelas y campañas (I).....	101
Tabla 38. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas parcelas y campañas (II).....	102

Tabla 39. Concentración de metales pesados asimilables en el suelo de ambas parcelas y campañas.	103
Tabla 40. Concentración de cloruros y nitratos en el suelo de ambas parcelas y campañas.	104
Tabla 41. Carbono de la biomasa y actividad deshidrogenasa en el suelo de ambas parcelas y campañas.	105
Tabla 42. Concentración foliar de macronutrientes principales de ambas variedades y campañas.	106
Tabla 43. Concentración foliar de macronutrientes secundarios de ambas variedades y campañas.	107
Tabla 44. Concentración foliar de micronutrientes de ambas variedades y campañas (I).	108
Tabla 45. Concentración foliar de micronutrientes de ambas variedades y campañas (II).	109
Tabla 46. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas (I).	110
Tabla 47. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas (II).	111
Tabla 48. Parámetros químicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas.	112
Tabla 49. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (I).	114
Tabla 50. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (II).	115
Tabla 51. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (III).	116
Tabla 52. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (IV).	117

FIGURAS

Figura 1. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje.	12
Figura 2. Planta de valorización de residuos “La Vintena”.	29
Figura 3. Formación pilas de compostaje.	30
Figura 4. Detalle de las sondas colocadas en las pilas para la medida de la temperatura.	30
Figura 5. Volteo de las pilas a lo largo del proceso.	31
Figura 6. Compost cribado al final del proceso.	31
Figura 7. Diseño de los tratamientos realizados en la parcela de Tango ubicada en Manuel.	32
Figura 8. Diseño de los tratamientos realizados en la parcela de Clemenules y Navelina en Llíria.	33
Figura 9. Remolque aplicador del compost en campo.	35
Figura 10. Evolución de la temperatura ambiental y del interior de las pilas durante el proceso de compostaje.	66
Figura 11. Evolución del contenido de humedad y relación C/N durante el proceso de compostaje.	66
Figura 12. Evolución del contenido de carbono orgánico total e hidrosoluble durante el proceso de compostaje.	67
Figura 13. Evolución de la concentración del extracto húmico total y ácidos húmicos (a) y de ácidos fúlvicos y relación E ₄ /E ₆ de los ácidos húmicos (b) durante el proceso de compostaje.	68
Figura 14. Evolución del pH y conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje.	69
Figura 15. Evolución del contenido de nitrógeno total y orgánico durante el proceso de compostaje.	70
Figura 16. Evolución del contenido de nitrógeno amoniacal y nítrico durante el proceso de compostaje.	71
Figura 17. Concentración de materia orgánica y carbono orgánico en el suelo de ambas campañas.	82
Figura 18. Concentración de nitrógeno orgánico y relación C/N en el suelo de ambas campañas.	82
Figura 19. Concentración de fósforo asimilable en el suelo de ambas campañas.	83
Figura 20. Concentración de los cationes en forma asimilable y soluble en el suelo de ambas campañas.	83

Figura 21. Concentración de metales asimilables en el suelo de ambas campañas.	85
Figura 22. Carbono de la biomasa y actividad deshidrogenasa en el suelo de ambas campañas.	86
Figura 23. Producción obtenida de ambas campañas.	90
Figura 24. Concentración de materia orgánica en el suelo de ambas parcelas y campañas.	98
Figura 25. Concentración de fósforo asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.	100
Figura 26. Concentración de potasio asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.	100
Figura 27. Producción obtenida en ambas variedades y campañas.	113
Figura 28. Descripción del proceso evaluado desde la recogida de materiales, el proceso de compostaje y su posterior aplicación en campo.	135
Figura 29. Coste asociado a la producción y aplicación de una tonelada de compost.	136

ABREVIATURAS Y SIGLAS

- **AF** (Ácidos fúlvicos)
- **AH** (Ácidos húmicos)
- **AT** (Acidez total)
- **C1** (Campaña 1)
- **C2** (Campaña 2)
- **CE** (Comisión Europea)
- **CE** (Conductividad eléctrica)
- **COMP** (Compost)
- **COMP1** (Compost elaborado con lodos de EDAR y restos de poda, aplicado en la campaña 1)
- **COMP2** (Compost elaborado con lodos de EDAR y paja de arroz, en relación paja:lodos 1:8, aplicado en la campaña 2)
- **COO** (Carbono orgánico oxidable)
- **COT** (Carbono orgánico total)
- **CT** (Carbono total)
- **CV** (Comunidad Valenciana)
- **EDAR** (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales)
- **EHT** (Extracto húmico total)
- **ES** (Extracto de saturación)
- **FM** (Fertilización mineral)
- **IC** (Índice de color)
- **IM** (Índice de madurez)
- **IM1 y IM2** (Mezcla inicial en el ensayo de compostaje en la campaña 1 y 2, respectivamente)
- **LD** (Lodos de EDAR)
- **LD1 y LD2** (Lodos de EDAR empleado en el ensayo de compostaje en la campaña 1 y 2, respectivamente)
- **MO** (Materia orgánica)
- **MOO** (Materia orgánica oxidable)
- **MOT** (Materia orgánica total)
- **P1 y P2** (Paja de arroz aplicada en los ensayos de campo en la campaña 1 y 2, respectivamente)
- **PA** (Paja de arroz)
- **PA1 y PA2** (Paja de arroz empleada en el ensayo de compostaje en la campaña 1 y 2, respectivamente)
- **PAC** (Política Agraria Común)
- **PNA** (Parque Natural de la Albufera)
- **RD** (Real Decreto)
- **RP** (Restos de poda)
- **RSU** (Residuos sólidos urbanos)
- **SST** (Sólidos solubles totales)
- **UE** (Unión Europea)

1 INTRODUCCIÓN

1.1 POLÍTICA AGRARIA HACIA UNA GESTIÓN SOSTENIBLE DE LOS SUELOS

La Asamblea General de la Organización de las Naciones Unidas adoptó, en 2015, un plan de acción para la consecución de numerosos Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), a través de la creación de La Agenda 2030. En esta dirección, en 2021, se implementó el *Pacto Verde Europeo* con el objetivo de alcanzar la neutralidad climática y disminuir la contaminación tanto de aguas y aire, como de suelo. Como parte de este Pacto, se publican numerosas estrategias e iniciativas. Dentro de ellas, la *Estrategia de la Granja a la Mesa* [Comisión Europea (CE), 2020] tiene como finalidad la creación de un sistema alimentario más saludable y sostenible a través del uso eficiente de los recursos y el apoyo en herramientas de agricultura de precisión, tratando de armonizar este sistema con las necesidades del planeta y poder, así, responder a las aspiraciones de los ciudadanos europeos de obtener alimentos sanos, equilibrados y respetuosos con el clima y el medio ambiente.

Concretamente, con respecto a la nutrición de los cultivos, esta Estrategia establece metas ambiciosas, equiparables a las de la *Estrategia sobre la Biodiversidad* (CE, 2020). Estos objetivos incluyen la reducción a la mitad de las pérdidas de nutrientes sin comprometer la fertilidad del suelo, la disminución en más del 20 % del empleo de fertilizantes de síntesis, y el aumento de la eficiencia en el uso del nitrógeno (N) en, al menos, un 10 %. Para alcanzar dichos propósitos, los Estados miembros deben implementar medidas integrales que garanticen el pleno cumplimiento de la legislación vigente sobre contaminación por nutrientes, N y fósforo (P). Esto implica prevenir las pérdidas asociadas a la contaminación del aire y el agua, las cuales pueden tener efectos perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente.

En relación con la salud del suelo, la *Estrategia para la Protección del Suelo* (CE, 2021) propone diversas acciones destinadas a su preservación, restauración y manejo sostenible, ya que la vitalidad de los suelos es fundamental para alcanzar la neutralidad climática, fomentar una economía limpia y circular, así como prevenir la desertificación y la degradación del terreno. Asimismo, los suelos desempeñan un papel crucial en la disminución de la pérdida de biodiversidad y en la producción de alimentos saludables.

Como herramienta para conseguir los objetivos de las Estrategias anteriores, se adopta un nuevo *Plan de Acción para la Economía Circular* (CE, 2020). En éste se presentan una serie de medidas para la elaboración de productos más sostenibles y la reducción y valorización de residuos. Además, la CE está trabajando, en colaboración con los Estados miembros, en la creación de un *Plan de Acción para la Gestión Integrada de Nutrientes* con el objetivo de disminuir y prevenir la contaminación ocasionada por el uso excesivo de fertilizantes, al tiempo que promueve la reutilización de nutrientes provenientes de diversos tipos de residuos orgánicos. Esta iniciativa contribuirá al

cumplimiento de la meta de lograr una "contaminación cero" establecida en el *Pacto Verde* de la Unión Europea (UE) (CE, 2019).

En este marco se crea la normativa de la nueva *Política Agraria Común* (PAC) (CE, 2021). En ella, contribuir a la mitigación del cambio climático, mediante la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y fomentar el desarrollo sostenible y la gestión eficiente de los recursos naturales, como el agua, el suelo y el aire, mediante la reducción de la dependencia química, son algunos de sus objetivos fundamentales. En este contexto, los agricultores van a desempeñar un papel crucial. Y así lo entiende la nueva PAC recompensando a aquellos que hayan implementado prácticas agrícolas sostenibles que eliminen o reduzcan, de la atmósfera, las emisiones de gases de efecto invernadero, contribuyendo al objetivo de neutralidad climática.

Una de las trasposiciones de esta legislación a nivel estatal se realiza a través de la publicación del Real Decreto (RD) 47/2022 referente a la Protección de las aguas superficiales y subterráneas contra la contaminación ocasionada por nitratos procedentes de productos orgánicos e inorgánicos utilizados como fertilizantes. Asimismo, este RD es complementado con el RD 1051/2022 y su modificación RD 840/2024 que establece las normas para la Nutrición sostenible de los suelos agrarios, con el propósito de regular el aporte sostenible de nutrientes y además, lograr reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y otros gases contaminantes; evitar la contaminación de las aguas; preservar y mejorar las propiedades biológicas de los suelos agrarios; evitar la acumulación de metales pesados y otros contaminantes en los suelos; preservar la biodiversidad; mantener y aumentar la capacidad de los suelos agrarios como sumideros de carbono (C) y fomentar la adaptación y mayor resiliencia de los cultivos frente al cambio climático.

En la Comunidad Valenciana (CV), la Orden 10/2018 establece un *Código de Buenas Prácticas Agrarias para la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos de origen agrario* (CBPACV). En 2022, mediante el Decreto 81/2022 se ampliaron las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. Además, La Estrategia de Especialización Inteligente S3-CV 2021-2027, a través de la línea Visión 2030, establece distintos entornos de especialización como i) "Hacia una economía circular y baja en C" con retos como la valorización de los materiales en las aguas residuales con la prioridad "Productos, procesos y servicios para la gestión y el uso más eficiente del agua" y ii) "CV innovadora por su origen y destino" con retos como el incremento de la tecnificación y la innovación sostenible en explotaciones agrarias con la prioridad "Valor añadido y sostenibilidad en la cadena alimentaria".

Por tanto, en el marco de la legislación europea, estatal y autonómica, las prácticas actuales de fertilización racional de los cultivos deben contemplar el manejo integrado de los nutrientes basado en:

1. Incrementar la materia orgánica (MO) de los suelos, tanto en agricultura convencional como ecológica, a partir de aportes periódicos de productos orgánicos (estiércol, purines, gallinaza, compost, vermicompost y otros productos orgánicos de origen vegetal y urbano), residuos valorizables (incluidos en la Ley 7/2022) y la incorporación de restos de cultivo (poda, órganos caídos y destrío).
2. Implantar y mantener cubiertas vegetales vivas (espontáneas o sembradas) o inertes para mejorar la calidad del suelo, controlar su erosión, retener la humedad y controlar malezas y plagas. Contribuyendo, todo ello, a mejorar la eficiencia del uso de los nutrientes y reducir sus pérdidas por lixiviación y volatilización.
3. Aplicar los fertilizantes minerales de forma sostenible e incorporar el uso de nuevos productos agronutrientes y bioestimulantes, con el objetivo de reducir de manera racional el aporte de fertilizantes de síntesis. Resulta fundamental ajustar los planes de fertilización al estado del suelo, a los aportes del agrosistema y a los requerimientos del cultivo. Y considerar, así mismo, el aprovechamiento de los productos de origen orgánico.

1.2 SUELO Y FERTILIDAD BIOLÓGICA

En los últimos años, la percepción del suelo agrícola ha experimentado un cambio significativo a medida que se ha profundizado en la comprensión de la complejidad de los procesos que tienen lugar en él y su papel en la producción de alimentos, la salud ambiental y la mitigación del cambio climático. De ser considerado simplemente como un soporte para el cultivo, ha pasado a ser reconocido como pieza fundamental para lograr niveles óptimos de producción, al mismo tiempo que se asegura la gestión sostenible del agrosistema. Un suelo de baja calidad presentará problemas tales como mal drenaje, erosión, presencia de contaminantes, baja fertilidad y actividad biológica reducida, que repercutirán en el desarrollo del cultivo, por lo que, implementar prácticas de manejo que mejoren y conserven su calidad resulta esencial.

Diversos factores determinan la calidad de un suelo agrícola, pero sobre todos ellos destacan el contenido de MO y el nivel de actividad biológica. Un contenido adecuado de MO y una actividad biológica óptima son clave para el correcto funcionamiento de un suelo. En este sentido, la MO es el componente de mayor importancia del suelo. Está en la base de su estructura física, de su capacidad de mantener agua, aire y nutrientes a disposición de las plantas, y del mantenimiento de la vida en el suelo.

Según Pomares (2000), la MO del suelo se divide en diversas fracciones con características distintas, que interactúan entre sí y con los componentes minerales del suelo. En primer lugar, se encuentra la MO fresca, compuesta por restos recientes parcialmente transformados de vegetales, animales y microorganismos. A continuación, la biomasa microbiana representa la MO asociada a los microorganismos

del suelo. La MO de transición incluye productos derivados de la descomposición de los residuos orgánicos, con la particularidad de ser susceptibles a posteriores transformaciones. Por último, la MO altamente transformada está constituida por las sustancias húmicas, compuestos muy estables y, por ende, altamente resistentes a la degradación. Este grupo también es denominado “humus” y se caracteriza por estar estrechamente unido a las partículas minerales presentes en el suelo.

En España, el contenido en MO de los suelos es muy variable. En un estudio realizado por Martín et al. (2016) se ha estimado que las concentraciones de carbono orgánico del suelo (COS) se sitúan en un rango entre el 0,006 % y el 18,40 %, con un 50 % de los perfiles de suelos analizados con valores por debajo del 1 %. En este sentido, Loveland y Webb (2003) indican que, en suelos agrícolas del área templada, valores de COS por debajo del 2 % corresponden a suelos de baja calidad y sugieren un contenido de COS del 1 % como el umbral por debajo del cual la producción de los cultivos se vería comprometida, incluso suministrando fertilizantes sintéticos.

El otro componente clave que determina la calidad de un suelo es la actividad biológica, también llamada fertilidad biológica del suelo, que refleja la capacidad de éste para albergar y promover la actividad de organismos vivos beneficiosos que facilitan la liberación de nutrientes, estimulan el crecimiento vegetal y dificultan la proliferación de microorganismos patógenos. La relación estrecha entre MO y actividad biológica se manifiesta en su complementariedad funcional. La MO enriquece el suelo, mejorando su estructura y capacidad para retener nutrientes, mientras que la actividad biológica, que incluye la acción de microorganismos beneficiosos, contribuye a la descomposición de MO y su mineralización en elementos nutritivos esenciales para el crecimiento de las plantas.

El manejo del suelo incide directamente en su contenido de MO y actividad biológica, por lo que la elección de las prácticas agrícolas adecuadas es una herramienta fundamental para fomentar la fertilidad y conseguir un suelo de calidad. Así, por ejemplo, el exceso de laboreo puede perturbar la estructura del suelo y disminuir tanto el contenido de MO (Wallace, 1994) como la población microbiana, por lo que se recomienda optar por prácticas de laboreo mínimo o incluso la siembra directa. Entre ellas, la utilización de cubiertas vegetales, tanto vivas como inertes, proporcionan cobertura y protección al suelo, lo cual mejora su estructura, temperatura y humedad y crea un entorno propicio para el desarrollo de microorganismos (Zuazo y Pleguezuelo, 2009). Además, en el caso de las cubiertas vegetales vivas, las raíces desempeñan un papel crucial al liberar compuestos orgánicos, conocidos como exudados radiculares, que actúan como fuente de alimento y estimulación de la microbiota. Por otro lado, la forma más directa y efectiva de asegurar una buena fertilidad biológica es aumentar y preservar el contenido de MO del suelo. Así, los restos de cultivo, los restos de cosecha no comercializados y los abonos verdes pueden constituir una fuente importante de

nutrientes que sirvan de alimento tanto para la planta como para los microorganismos. Además, algunos de estos residuos poseen propiedades desinfectantes, como es el caso de los restos de brásicas, ricos en glucosinolatos, que inhiben el desarrollo de patógenos, contribuyendo así al adecuado estado sanitario de los cultivos (Hanschen et al., 2015). Otra forma de incrementar el contenido de MO y aumentar la fertilidad biológica es el aporte de estiércoles, sin embargo, al tratarse de MO fresca o poco estabilizada, puede ocasionar problemas que deben considerarse (Gómez-Brandón et al., 2008). De este modo, los estiércoles pueden producir una proliferación excesiva de la microbiota del suelo y, con ello, dar lugar a un descenso del oxígeno disponible, con la consecuente asfixia radicular y la producción de sustancias fitotóxicas. Además, la presencia de gérmenes patógenos para el hombre puede suponer un problema adicional si los estiércoles no se aplican en el momento y forma adecuados. Como alternativa a todo ello, se encuentra la aplicación de material compostado. Un compost realizado de forma adecuada es un producto estabilizado e higienizado, que va a ser beneficioso para las plantas, al mismo tiempo que aumenta la biomasa microbiana del suelo, estimula su actividad y aumenta su diversidad (Bernal et al., 2009).

1.3 GESTIÓN DE LOS RESIDUOS

El aprovechamiento de residuos es el proceso mediante el cual éstos se reincorporan al ciclo económico productivo, de forma ambientalmente eficiente, a través de procesos como la reutilización y el reciclaje, minimizando así el impacto ambiental que estos residuos pueden causar a la naturaleza y los seres vivos.

En la CV, la paja de arroz (PA) y los lodos procedentes de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR), son residuos difíciles de gestionar de manera efectiva y sostenible. La difícil degradación de la paja, su valor económico limitado y los problemas asociados a su quema tradicional, necesitan de alternativas que minimicen los impactos ambientales y maximicen su potencial como recurso renovable. Igualmente, la gestión de lodos de EDAR (LD) presenta desafíos significativos en términos de composición, volumen, contaminantes y requerimientos de tratamiento.

1.3.1 Gestión de la paja de arroz

El arroz (*Oryza sativa* L.) destaca como un cereal fundamental en la alimentación humana. España es uno de los principales países arroceros de Europa, con una superficie cultivada de $56 \cdot 10^3$ ha y una producción anual de alrededor $355 \cdot 10^3$ t. La CV es responsable del 30 % de la producción total española (MAPA, 2023), cultivándose, principalmente, en el Parque Natural de la Albufera (PNA).

La producción de arroz genera grandes cantidades de PA tras la cosecha. Este residuo es de los más difíciles de gestionar, especialmente cuando se encuentra en entornos

naturales como los humedales, comunes en las áreas de cultivo de este cereal en la CV. El humedal del PNA y sus zonas circundantes constituyen un ecosistema de alto valor ecológico, ya que albergan una gran biodiversidad de especies. Además, desempeña un papel crucial en la reducción de los gases de efecto invernadero (GEI), actuando como sumidero de C. Asimismo, actúa como barrera contra la intrusión de aguas saladas de origen marino y desempeña funciones vitales al retener y regular los caudales de agua (Resolución 2023/9765).

Dado que se generan aproximadamente de 5 a 6 t de PA por ha de arroz cultivada, se estima que en el PNA se producen anualmente entre $75 \cdot 10^3$ y $90 \cdot 10^3$ t de residuo (Ribó et al., 2017). Además, estos grandes volúmenes se generan en un periodo de tiempo muy corto, ya que prácticamente todo el arroz se cosecha en unas pocas semanas, entre el mes de septiembre y octubre. Por ello, es crucial llevar a cabo una gestión adecuada de la PA para garantizar el mantenimiento óptimo del PNA y preservar su estado de conservación.

La práctica habitual de los arroceros para la eliminación de la PA ha sido la quema. Los agricultores siempre han defendido esta práctica porque permite la eliminación de esporas de hongos, como *Pyricularia oryzae*, bacterias, insectos y semillas de malas hierbas, además de facilitar la reincorporación de ciertos nutrientes al suelo. Sin embargo, esta actividad tiene un impacto negativo sobre el medio ambiente y la salud pública. La quema de PA puede aumentar significativamente los niveles de contaminación atmosférica en las zonas circundantes a los arrozales, ya que se emiten CO₂, CH₄, NO_x, SO₂, C negro, C orgánico (CO) y partículas gruesas y finas, que causan problemas alérgicos, respiratorios y cardiorrespiratorios a la población local (Tipayarom y Oanh, 2007; Junpen et al., 2018). Además, también contribuye significativamente al incremento de la huella de C. En consecuencia, esta práctica se está limitando cada vez más en numerosos países.

Aunque la quema de la PA está restringida en Valencia, en 2024 se ha autorizado de manera excepcional por razones fitosanitarias (Resolución 2024/10023). Esta práctica debe realizarse bajo condiciones meteorológicas que minimicen el impacto en la población de las áreas circundantes del PNA. Por otro lado, la concesión de ayudas agroambientales de la PAC a los agricultores está, también, condicionada a la utilización de sistemas de gestión alternativos a la quema.

Como alternativas a esta quema existen principalmente dos opciones de gestión: su triturado e incorporación al suelo, y la retirada del campo para su posterior valorización. El triturado de la PA y su posterior incorporación solo es viable si se realiza adecuadamente. A diferencia de la mayoría de los cereales, este material es resistente a la descomposición bacteriana debido a su mala humectabilidad y a su composición, formada por celulosa (38,3 %), hemicelulosa (31,6 %), lignina (11,8 %) y sílice (hasta un 20 %) (Buzarovska et al., 2008; Khandanlou et al., 2014). Además, como

los arrozales se inundan poco después de la cosecha, se dificulta su descomposición generando olores desagradables y pudiendo obstruir los canales de riego, si la PA no se ha enterrado a suficiente profundidad (Albiach et al., 2017). Por estas razones, la retirada de la PA de los campos de arroz para su aprovechamiento está adquiriendo cada vez más relevancia, siguiendo de esta manera los principios de la economía circular. La PA puede utilizarse en agricultura y/o ganadería (compost, acolchados, cultivo de setas y material de cama), producción de energía térmica y bioquímica (material de combustión, fabricación de pellets, biogás, bioetanol y biocarbón) y manufactura (material acústico, objetos tridimensionales, compuestos de cartón y material para bioconstrucción) (Singh y Brar 2021).

Estas opciones de gestión presentan individualmente una serie de ventajas e inconvenientes, y la viabilidad de su implementación depende de muchas variables. A pesar de que ninguna de ellas pueda considerarse como la solución definitiva al problema de la PA, desde el punto de vista de la propia gestión de los arrozales, uno de los factores más importantes a tener en cuenta es la cantidad de este residuo que cada alternativa puede retirar de la producción total.

1.3.2 Gestión de los lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales

Otro residuo de difícil gestión son los LD, de consistencia semisólida, que se originan como subproducto del tratamiento de aguas residuales municipales, y su generación en grandes cantidades es el resultado del constante incremento poblacional y el aumento de las actividades económicas. En España se producen anualmente en torno a $1,2 \cdot 10^6$ t en materia seca (MITECO, 2024).

La composición de los LD es variable y está influenciada por la carga de contaminación del agua residual original y las características técnicas de los tratamientos realizados en las mismas. Los procesos de tratamientos del agua concentran una amplia diversidad de materias suspendidas o disueltas presentes en ella, dando lugar a lodos con valor agronómico por su contenido en MO, N, P y potasio (K) y en menor cantidad calcio (Ca), magnesio (Mg), además de micronutrientes esenciales para las plantas. Sin embargo, los LD también pueden presentar potencial contaminante debido a su contenido de metales pesados, entre ellos cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), patógenos y contaminantes orgánicos (MITECO, 2024). Tanto su valor agronómico como sus aspectos negativos (contenido en metales pesados y microorganismos patógenos) han sido ampliamente estudiados (Pomares, 1982; Canet et al., 1998a; Dumontet et al., 2001).

Las EDAR deben asegurar la correcta gestión de los LD conforme a lo que establece la Ley 7/2022 de Residuos y Suelos Contaminados. Según datos del Registro Nacional de Lodos del MITECO y el tratamiento de los mismos de la Conselleria de Medio Ambiente,

Agua, Infraestructuras y Territorio, el 80 % de los generados se utilizan en agricultura, conforme a lo que se establece en el RD 1310/1990, la Orden AAA/1072/2013 y la Orden 22/2017 en el sector agrario de la CV; el 8 % se depositan en vertedero, siempre que cumplan las condiciones que se establecen en el RD 646/2020; y un 4 % se destina a la incineración, conforme al RD 815/2013. Otro destino de menor importancia cuantitativa es el uso en suelos no agrícolas.

La aplicación agrícola de LD, como fuentes de nutrientes y MO para los cultivos y el suelo, es una de las mejores alternativas para la valorización de dicho residuo y, como tal, es una opción preferente en las políticas de gestión de residuos de la mayoría de los países avanzados.

La actual normativa, considera que los LD, que se pueden aplicar en agricultura, son aquellos que han sido tratados por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzca de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su aplicación (RD 1310/1990). Frente a los posibles tratamientos, el compostaje se presenta como una de las mejores opciones al asegurar la estabilidad del material, la eliminación de patógenos, la degradación de contaminantes y la obtención de un producto de alto interés agronómico.

1.4 VALORIZACIÓN DE LOS RESIDUOS

En el marco de la economía circular, la valorización cobra un especial interés como herramienta para la reutilización y el reciclaje de residuos, la conservación del suelo y la disminución del uso de fertilizantes de síntesis. Dentro de las posibles herramientas de valorización, el mulching o acolchado se presenta como una alternativa de gestión para la PA, y el compostaje a escala industrial de PA y LD permite reciclar grandes cantidades de residuos orgánicos.

1.4.1 Mulching o acolchado de paja de arroz

El mulching, también conocido como acolchado, es una práctica que implica la aplicación de una capa de material orgánico o inorgánico sobre la superficie del suelo alrededor de plantas, árboles o cultivos. Esta técnica proporciona una serie de beneficios tanto para el suelo como para las plantas que se traducen en una mejora del rendimiento de los cultivos, un aumento de la calidad de los frutos, un incremento de la eficiencia en el uso del agua y un adelanto de la cosecha, aumentando así la rentabilidad del agricultor (Nalayini, 2007; Coolong, 2012; Kader et al., 2019).

Los acolchados inorgánicos de distintos materiales plásticos han sido ampliamente utilizados, pero su uso intensivo, está produciendo una contaminación de los suelos debido a su alta estabilidad y a la persistencia de sus restos. Por ello, el plástico está

siendo sustituido por materiales biodegradables de tipo orgánico (Zribi et al., 2011). Para ello se utilizan residuos vegetales o animales, como paja de arroz/trigo, cáscaras de cacahuete y almendra, virutas de madera, hierbas y hojas secas, serrín, compost y estiércoles; o cultivos de cobertura, también llamados mantillos vivos (Bhardwaj, 2013; Iqbal et al., 2020; Choudhary et al., 2022). Este tipo de mulching es de coste reducido, ya que son materiales baratos y, tradicionalmente, se utilizan productos que abundan localmente (Coolong, 2012; Ranjan et al., 2017).

El agua es uno de los principales insumos de la producción agrícola. En la situación de escasez actual es necesario minimizar sus pérdidas. La disminución de la humedad del suelo se produce por factores abióticos como vientos fuertes, temperaturas elevadas, condiciones climáticas extremas y plantas competidoras como las malas hierbas (Iqbal et al., 2020). Harris et al. (2004) estimaron que la presencia de malas hierbas puede provocar una pérdida de agua de hasta el 25 % debido a la evapotranspiración. Los acolchados pueden reducir el desarrollo de malas hierbas, mejorar la tasa de percolación y retención del suelo y reducir la tasa de evaporación en un 35 % (Iqbal et al., 2020). Además, en relación con suelos desnudos, disminuyen significativamente la evaporación y promueven la conservación de agua en el suelo (Zribi et al., 2011).

Estrategias que favorezcan el flujo descendente de agua en el suelo y/o que minimicen la evaporación del agua son cruciales para el control de la salinidad en la zona radicular de los cultivos (Zribi et al., 2011). En este sentido, el acolchado juega un papel fundamental. Efectivamente, el acolchado conserva la humedad y mejora la estructura del suelo, reduciendo los problemas de salinidad (Rahman et al., 2006; Abd El-Mageed et al., 2016) y permite, a su vez, el uso de aguas más salinas sin un efecto perjudicial sobre el crecimiento de los cultivos.

Por otro lado, el mantenimiento y la regulación de la temperatura del suelo es un factor de vital importancia para el crecimiento óptimo de los cultivos. Walsh et al. (1996) reportaron que, en el cultivo de manzanos enanos, el acolchado de paja mantiene una temperatura más constante que el suelo desnudo. Leal (2007) concluye, en un estudio en vid, que el acolchado de cáscara de mejillón reduce las fluctuaciones de temperatura del suelo, amortiguando las temperaturas extremas. Esta estabilización mejora el crecimiento radicular especialmente en árboles jóvenes y en zonas donde las temperaturas estivales son muy elevadas (Turney y Menge, 1993).

Por último, la estructura del suelo acolchado se mantiene en mejores condiciones a lo largo del tiempo en comparación con el suelo desnudo, debido a la protección contra los agentes atmosféricos proporcionada por el mismo (Zribi et al., 2011). Así, el acolchado protege el suelo de la erosión de la lluvia, las tormentas de granizo y la desecación por el viento (Smets y Poesen, 2009). Por otro lado, a medida que los materiales orgánicos se descomponen, enriquecen el suelo con nutrientes y estimulan la actividad microbiana, mejorando así la calidad física, química y biológica del mismo

(Barche et al., 2015; Choudhary et al., 2022). El suelo acolchado presenta una mayor porosidad y, por tanto, permanece más aireado que el suelo desnudo, lo que favorece un mejor desarrollo del sistema radicular y un uso eficaz de los nutrientes (Zribi et al., 2011). Como consecuencia de estos efectos beneficiosos, el acolchado orgánico mejora el crecimiento y desarrollo de las plantas, aumentando el rendimiento de los cultivos. El incremento en la temperatura y humedad del suelo, junto con la mejora de la estructura, estimula el desarrollo de las raíces. La retención de humedad produce tanto una mayor disponibilidad de nutrientes como una mayor capacidad de absorción radicular (Choudhary et al., 2022). El aporte de MO favorece la fertilidad biológica del suelo, con los consecuentes beneficios en el desarrollo del cultivo. Por lo tanto, las plantas con acolchado orgánico suelen crecer y madurar de forma más uniforme que las plantas sin él (Bhardwaj, 2013); la germinación, supervivencia y trasplante es mejor que en suelos desnudos; y el desarrollo general del cultivo se ve favorecido (Dvořák et al., 2009; Devasinghe et al., 2013; Moursy et al., 2015). De este modo, el acolchado favorece un rendimiento máximo con un menor consumo de insumos (Chandra et al., 2002; Chalker-Scott, 2007; Abd El-Mageed et al., 2016).

1.4.2 Compostaje de paja de arroz y lodos de EDAR

El compostaje es un proceso que permite transformar residuos y subproductos orgánicos en materiales biológicamente estables que pueden utilizarse como fertilizantes y como sustratos para cultivo sin suelo, disminuyendo el impacto ambiental de los mismos (López Bravo et al., 2017).

El compostaje se define como un proceso biooxidativo controlado, que se desarrolla sobre sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido debido a la actividad secuencial de numerosos y diversos microorganismos. Éste implica el paso a través de una fase termofílica que genera una producción temporal de fitotoxinas, generándose, como productos de la biodegradación, CO₂, agua, minerales y una MO estabilizada denominada compost, con ciertas características húmicas y libre de compuestos fitotóxicos y patógenos (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa et al., 1991; Cegarra, 1994).

El proceso, tal y como se recoge en su definición, es (Tortosa, 2011):

- biooxidativo, por tanto, biológico, lo que diferencia al compostaje de otros tratamientos de tipo físico o químico, desarrollándose una actividad biológica eminentemente aerobia.
- controlado, lo que implica una monitorización y control de parámetros durante el desarrollo del mismo, diferenciándolo de los procesos naturales no controlados. Parámetros como la temperatura, humedad y aireación, junto a factores previos al inicio del compostaje como son la caracterización de la composición y naturaleza del sustrato, inciden en el desarrollo del proceso.

- que se produce sobre sustratos orgánicos generalmente heterogéneos en fase sólida, que actúan como soporte físico y matriz de intercambio, y son fuente de nutrientes y agua, factores necesarios para el metabolismo microbiano.
- que transcurre a través de una fase termofílica. Los procesos biooxidativos son exotérmicos y, en el caso del compostaje, se produce una liberación de energía calorífica que conduce a una clara elevación de la temperatura, principal indicador de la dinámica del compostaje. Una lenta o escasa elevación de la temperatura debe interpretarse como un desarrollo no favorable del proceso y/o un deficiente control de los factores que rigen el proceso. El aumento de la temperatura, que se produce en las etapas iniciales del compostaje, disminuye posteriormente durante la denominada fase de estabilización.
- que produce una liberación temporal de sustancias fitotóxicas durante la biodegradación inicial de la MO fresca, siendo tal producción generalmente de menor intensidad y duración con sustratos heterogéneos y bajo condiciones claramente aerobias. Una fitotoxicidad persistente, durante el compostaje, indica un escaso desarrollo del proceso, con frecuencia atribuible a una oxigenación insuficiente del sistema.
- que libera CO₂ y agua y genera sustancias minerales, como principales productos de la biodegradación. Los productos finales de un sistema de compostaje bien gestionado, además de la generación de calor, son CO₂, vapor de agua, MO estabilizada y amoníaco, aunque la proporción de éstos varía con la disponibilidad de C y N en el residuo.

Tras todo lo expuesto anteriormente, se puede definir al compost como el producto que resulta del proceso de compostaje y maduración, constituido por una MO estabilizada semejante al humus, con poco parecido con la original, puesto que se habrá degradado dando partículas más finas y oscuras. Además, da lugar a un producto inocuo y libre de sustancias fitotóxicas, cuya aplicación al suelo no provoca daños a las plantas y puede ser almacenado sin posteriores tratamientos ni alteraciones (Andújar, 2003).

Aspectos microbiológicos y etapas del proceso de compostaje

En el proceso de compostaje la transformación de los materiales orgánicos se produce a través de una mezcla heterogénea de microorganismos (bacterias, hongos, actinomicetos, protozoos, nematodos estramenopilos y algas) en condiciones aerobias. Las estructuras carbonadas de la MO actúan principalmente como fuente de energía, parte de la cual es liberada como calor, mientras que una pequeña fracción del C se incorpora a la biomasa microbiana. El N orgánico resulta igualmente un elemento esencial para estos microorganismos, ya que es un componente fundamental de las

proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos, enzimas y coenzimas necesarios para el crecimiento y funcionamiento celular (Tuomela et al., 2000).

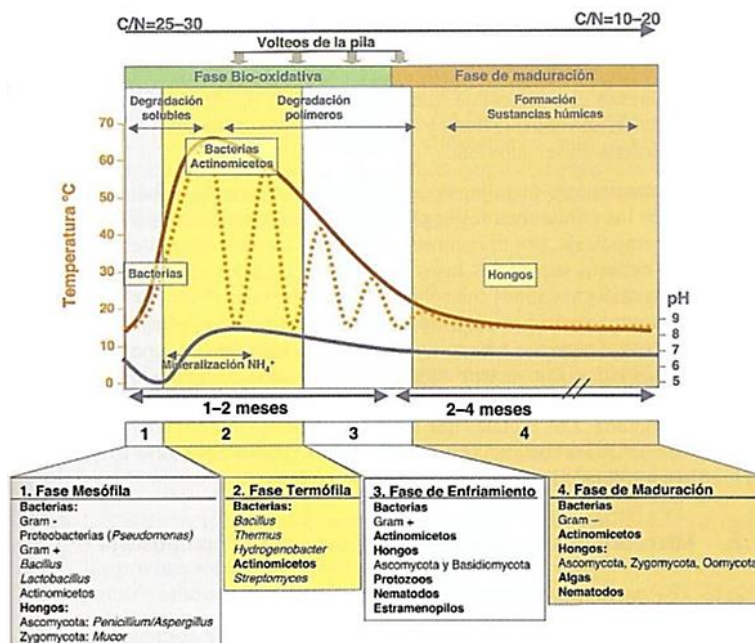


Figura 1. Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008).

El proceso de compostaje (Figura 1) se inicia con la rápida descomposición de compuestos orgánicos fácilmente degradables, como azúcares sencillos, aminoácidos y proteínas, por microorganismos mesófilos (hongos y bacterias). Durante esta etapa es común observar una disminución del pH, resultado de la descomposición de moléculas orgánicas en ácidos orgánicos. El rápido aumento de la actividad microbiana mesófila produce el incremento de la temperatura de la masa a compostar, alcanzando así la fase termófila (>40-45 °C). En esta fase, los microorganismos termófilos (bacterias y actinomicetos) inician la degradación de compuestos más complejos, lo que conduce a una elevación del pH. Esta etapa es esencial para la higienización de los materiales, eliminando microorganismos patógenos como *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, parásitos o semillas de malas hierbas. Tras el consumo de los materiales de asimilación más sencilla se produce una disminución de la actividad microbiana, lo que provoca una reducción de la temperatura hasta valores mesófilos. A partir de este momento, se produce la degradación de polímeros complejos y la maduración del material a temperaturas ambientales mediante reacciones de polimerización, generando un producto final rico en ácidos húmicos y fúlvicos.

La evolución de los materiales durante el proceso de compostaje está influida por la naturaleza de la MO. En efecto, la velocidad de descomposición, la emisión de gases, la duración y extensión del proceso, así como los requisitos de oxígeno, varían según su grado de degradabilidad (Bernal et al., 2009). En las primeras etapas del compostaje se produce un evidente predominio de los procesos de descomposición y mineralización, donde la fracción más lábil de la MO se degrada rápidamente. Sin embargo, sustratos orgánicos más resistentes, como la celulosa, la hemicelulosa y la lignina, se degradan parcialmente y se transforman a una velocidad menor. En la etapa final de maduración y estabilización del material orgánico, prevalecen los fenómenos de humificación, proceso más lento que la mineralización, cuyo sustrato principal son los compuestos más resistentes al ataque microbiano. Estos compuestos, parcialmente transformados, contribuyen a la formación de compuestos de naturaleza húmica (Bernal et al., 2009; Tortosa, 2011).

Factores que afectan al proceso de compostaje

La adecuación de las características de los materiales iniciales es esencial para la correcta evolución del proceso de compostaje y la obtención de un producto final de calidad. Del mismo modo, y al tratarse de un proceso biológico, la efectividad del tratamiento dependerá del control de factores que limiten el desarrollo de los microorganismos. La temperatura, aireación, humedad, pH, elementos nutricionales y la relación C/N son, por tanto, parámetros clave.

La temperatura es el indicador más importante de la eficiencia de un proceso de compostaje (Li et al., 2008). Se trata de un parámetro crítico ya que influye en la velocidad de descomposición, la evaporación gradual del agua y la higienización. Por tanto, su seguimiento en el interior de la pila es una herramienta clave para conocer el funcionamiento del proceso y detectar cualquier anomalía. Temperaturas elevadas pueden tener efectos beneficiosos ya que permiten eliminar organismos patógenos y parásitos termolábiles pero, también, pueden tener efectos negativos al producir un descenso de la tasa de biodegradación. Por lo tanto, se deben alcanzar temperaturas tales que posibiliten tasas elevadas de biodegradación al mismo tiempo que garanticen la higienización del material. De este modo, Stentiford (1996) indica que las temperaturas óptimas durante el proceso de compostaje deben conjugar la higienización (>55 °C), la máxima biodegradación (45-55 °C) y la máxima diversidad microbiana (35-40 °C).

Por otro lado, la aireación durante el compostaje es imprescindible para mantener las condiciones aerobias propias de este proceso, permitiendo controlar la temperatura, eliminar el exceso de humedad y CO₂, y proporcionar oxígeno para los procesos biológicos, además de reducir el desarrollo de procesos anaeróbicos que generen fitotoxinas (etanol, ácido acético, etc.) y malos olores (Bernal et al., 2009). Es por ello

que resulta fundamental partir de mezclas de residuos que proporcionen una porosidad adecuada y, a lo largo del proceso, favorecer la aireación con volteos periódicos o mediante circulación forzada de aire.

A este respecto, en el Reglamento (UE) 2019/1009, Anexo II, parte II, se detallan las condiciones de temperatura y aireación que tienen que cumplirse en un proceso de compostaje. El compostaje aerobio consistirá en una descomposición controlada de materiales biodegradables en condiciones predominantemente aerobias y temperaturas adecuadas para las bacterias termófilas. Todas las partes de cada lote se removerán y voltearán a fondo regularmente o se voltearán y expondrán a ventilación forzosa para garantizar la correcta higiene y homogeneidad del material. Durante el proceso de compostaje, todas las partes de cada lote presentarán uno de los siguientes perfiles de variación de la temperatura en función del tiempo: 70 °C o más durante al menos 3 días, 65 °C o más durante al menos 5 días, 60 °C o más durante al menos 7 días, o 55 °C o más durante al menos 14 días.

La humedad es un elemento fundamental para el desarrollo de la actividad microbiana, además de desempeñar un papel importante en el intercambio gaseoso, modificar la estructura física del material a compostar y actuar como un eficaz mecanismo de regulación térmica (Tortosa, 2011). La humedad óptima para el crecimiento microbiano se sitúa entre el 50 y el 70 %. Por debajo del 30 %, la actividad biológica disminuye considerablemente, ya que los microorganismos se vuelven inactivos y, por encima del 70 %, el exceso de agua desplaza al aire en los espacios libres entre las partículas, reduciendo la transferencia de oxígeno y dando lugar a condiciones anaerobias. El exceso de humedad conduce, así mismo, a la pérdida de nutrientes por lixiviación (Tuomela et al., 2000; Márquez et al., 2008).

Los valores de pH considerados óptimos para un proceso de compostaje están comprendidos entre 5,5 y 8,0. En este rango se favorece la actividad microbiológica y se previenen las pérdidas de N por volatilización en forma de amoníaco, las cuales comienzan a producirse a partir de pH 7,5 (Bernal et al., 2009).

Por otro lado, para llevar a cabo sus actividades metabólicas, los microorganismos dependen de elementos como C, N, P y K, y ciertos oligoelementos (Tuomela et al., 2000). No solo es importante la cantidad de nutrientes presentes, sino que se encuentren en una proporción equilibrada. Para lograr una eficiente descomposición del material, se considera fundamental mantener en la matriz de compostaje una relación C/N balanceada de entre 25 y 35. Relaciones C/N elevadas pueden ralentizar el proceso al proporcionar un exceso de sustrato degradable para los microorganismos, mientras que una relación C/N baja puede dar lugar a pérdidas de N, ya sea por volatilización en forma de amoníaco o por lixiviación (Bernal et al., 2009). Aunque estos valores se consideran indicadores de un equilibrio de nutrientes adecuado, la relación

óptima también dependerá de la composición del material y, sobre todo, de la biodisponibilidad del C presente en el mismo.

Efectos perjudiciales de la aplicación inadecuada del compost

Aunque el interés agronómico del compost es ampliamente reconocido, el empleo de un producto compostado de forma inadecuada o la aplicación de un compost en dosis no acordes con sus características puede producir problemas importantes en el suelo tales como un incremento del contenido salino o un aumento del contenido de metales pesados (Smith, 2009).

Efectivamente, un compost con elevada conductividad eléctrica (CE) requiere precaución en la dosis de aplicación, especialmente cuando se emplea en cultivos susceptibles a la salinidad. No obstante, dado que la aplicación de compost mejora la estructura del suelo y, por tanto, su capacidad de lavado, el uso de un compost salino no implica necesariamente un incremento en la salinidad del suelo. Del mismo modo, resulta esencial determinar el contenido de metales pesados y ajustar las dosis de aplicación para prevenir tanto riesgos de toxicidad para las plantas, como posibles amenazas para la cadena alimentaria. La legislación actualmente vigente en España y en la UE, fija el límite máximo de metales pesados permitido en un compost de uso agrícola, clasifica los compost en función de su contenido y establece las dosis de aplicación según el contenido de metales pesados del suelo (Anexo V del RD 506/2013; Anexo I, parte II del Reglamento (UE) 2019/1009; Anexo IV del RD 1051/2022 modificado por RD 840/2024).

Para aplicar un compost de manera segura en el suelo, es esencial que posea un alto nivel de estabilidad y madurez. Es decir, que posea un contenido estable de MO, una actividad microbiana baja y estar libre de compuestos fitotóxicos y patógenos vegetales o animales. La incorporación de un compost inmaduro y poco estabilizado puede desencadenar una descomposición activa continuada con efectos negativos en el crecimiento de las plantas, tanto por una disminución del N disponible, como por reducción del oxígeno en la zona radicular del suelo, o por la presencia de compuestos fitotóxicos (Prasad y Foster, 2023).

Efectos beneficiosos del aporte de compost

La aplicación de compost se ha comprobado que produce importantes mejoras en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Por un lado, la adición de compost tiene un efecto claro en la estructura del suelo, incrementando su capacidad de retención de agua, porosidad total y la estabilidad de los agregados, al mismo tiempo que reduce la resistencia a la penetración y densidad aparente (Aggelides y Londra, 2000). En este sentido, la aplicación de estiércol compostado de ganado a suelos de viña mejoró la infiltración y redujo los volúmenes de escorrentía hasta en un 20 % (Ramos

y Martínez-Casasnovas, 2006). Por otro lado, un estudio realizado por Bouajila y Sanaa (2011) demostró que la aplicación de $120 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de compost de residuos domésticos y estiércol de granja mejoró la infiltración de agua (549 y 596 cm, respectivamente) en comparación con el control (332 cm) en un suelo con un largo historial de uso. Edwards et al. (2000) observaron que la aplicación de compost de patata, estiércol y serrín en patata cultivada en un suelo franco arenoso produjo una reducción de la resistencia a la penetración del suelo por debajo de la zona radicular, de casi un 28 %, junto con un aumento de un 7 % de la estabilidad de los agregados del suelo tras tres años de aplicación. Asimismo, se ha comprobado que la densidad aparente del suelo disminuye a medida que se aplica mayor cantidad de compost, aumentando así el espacio poroso y mejorando la estructura del suelo (Brown y Cotton, 2011).

Por otro lado, el contenido de nutrientes, así como otras propiedades químicas importantes como la relación C/N, el pH y la CE del suelo pueden ser modificados por la aplicación de compost. En maíz, Roghanian et al. (2012), aumentaron el contenido de N, P y K, y de micronutrientes tanto en el suelo como en la parte aérea de las plantas aportando compost de residuos municipales. Bouajila y Sanaa (2011) incrementaron significativamente el carbono orgánico total (COT) y el N total del suelo tras la aplicación de compost de residuos domésticos y estiércol. Se ha comprobado también que la aplicación regular de material compostado mantiene o mejora el pH del suelo y aumenta su capacidad de intercambio catiónico debido a la incorporación al suelo de MO estabilizada rica en grupos funcionales (Adugna, 2016). Magdich y Rouina (2022) reportaron en olivos adultos que la aplicación de compost de estiércol de cabra y restos de palmera datilera ($5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) mejoraron en el suelo el contenido de MO (39,8 %), N (41,3 %), P disponible (24,5 %) y K intercambiable (25,1 %), en comparación con el control. Además, el pH del suelo disminuyó significativamente en comparación con el control tras la aplicación. Por otro lado, este compost incrementó significativamente el contenido mineral de las hojas (N, P, K, Ca y Mg).

La aplicación de compost incrementa la biomasa microbiana global y mejora la actividad enzimática del suelo, dado que los compost son una fuente importante de nutrientes aprovechables por los microorganismos (Pérez-Piqueres et al., 2006). Brown y Cotton (2011) observaron que la actividad microbiana (medida por la evolución de CO_2) fue 2,23 veces mayor en los suelos con aplicación de compost en comparación con los suelos control. En un ensayo a largo plazo en suelos cultivados con cebada se observó que la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos (RSU) aumentó el C de la biomasa un 10 % y un 46 % con tasas de aplicación de 20 y $80 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, respectivamente, mientras que la aplicación de estiércol de vaca, $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, lo incrementó en un 29 %, en comparación con el suelo control. Por otro lado, la enzima deshidrogenasa también aumentó con la fertilización orgánica, obteniéndose los valores más elevados con la aplicación de estiércol (García-Gil et al., 2000).

1.5 CULTIVO DE LOS CÍTRICOS

Los cítricos son uno de los principales cultivos leñosos del mundo, con una producción de $143,8 \cdot 10^6$ t, según resultados reportados por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2021). Las naranjas son los cítricos de mayor producción en todo el mundo (47,3 % del total), seguidas de las mandarinas (36,3 %), los limones (9,7 %) y los pomelos (6,7 %) (USDA, 2024). El primer productor mundial es China ($37,7 \cdot 10^6$ t), seguido de Brasil ($19,7 \cdot 10^6$ t), India ($13,3 \cdot 10^6$ t), México ($8,4 \cdot 10^6$ t) y Estados Unidos ($7,2 \cdot 10^6$ t). España se sitúa en el sexto lugar, con $6,0 \cdot 10^6$ t, siendo el primer productor de la región mediterránea, seguido de Egipto y Turquía con $4,6$ y $4,3 \cdot 10^6$ t, respectivamente (FAO, 2021).

En España, la producción de cítricos se basa principalmente en naranjas ($2,64 \cdot 10^6$ t; 46 % del total) y mandarinas ($1,85 \cdot 10^6$ t; 32 %), seguidas de limones ($1,17 \cdot 10^6$ t; 20 %). Aunque también se cultivan pomelos, su producción es todavía muy baja, cercana al $0,08 \cdot 10^6$ t (Aforo Nacional de Cítricos, MAPA, 2023). Además, España está considerada líder mundial en el comercio exterior de cítricos, ya que se exporta casi el 50 % de la producción. El resto, aproximadamente un 30 %, se destina al mercado interior y un 20 % a la industria de zumos (Anuario MAPAMA, 2022). El principal destino de los cítricos españoles son los países de la UE, con un 85 % del total de las exportaciones citrícolas, además, estas exportaciones también se dirigen a países fuera de la UE principalmente Reino Unido, Suiza, Noruega y Canadá (Análisis de la campaña de cítricos 2022/2023, MAPA, 2023).

En España, la producción de cítricos se concentra principalmente en la Región Mediterránea. La CV es la comunidad española con mayor superficie citrícola, 53,0 % del total y 145.576 ha. Andalucía es la segunda comunidad con mayor superficie citrícola (80.839 ha), lo que equivale al 29,4 % del total cultivado. La tercera comunidad es la Región de Murcia, con 35.949 ha (13,1 %), y la cuarta es Cataluña con 9.057 ha (3,3 %) (Anuario MAPAMA, 2022).

La globalización de los mercados está ejerciendo un gran impacto en el sector citrícola español, así como, la existencia de países productores más competitivos y la amenaza de nuevas plagas y enfermedades, aspectos que están comprometiendo la salud y la rentabilidad de las explotaciones citrícolas. Las prácticas intensivas de laboreo, la fertilización mineral (FM), así como el uso de pesticidas y herbicidas, están generando problemas adicionales para las explotaciones citrícolas españolas como la disminución progresiva de la fertilidad del suelo y el aumento de la contaminación de las aguas y la atmósfera. En este contexto, junto con el cumplimiento de la nueva normativa de la PAC, se vuelve imperativo adoptar prácticas citrícolas más sostenibles como una estrategia necesaria para abordar estos desafíos y lograr una rentabilidad que asegure la continuidad de las explotaciones citrícolas en España (Calatrava et al., 2021).

La producción elevada junto con frutos de buena calidad de los cítricos depende, principalmente, del manejo óptimo de la fertilización (Kumar et al., 2013). La aplicación de fertilizantes de síntesis compensa la extracción de nutrientes por los cultivos y es fundamental para favorecer el crecimiento, desarrollo y rendimiento, así como para mejorar la calidad de los cítricos, al igual que en otros cultivos leñosos. Sin embargo, el uso prolongado e indiscriminado de estos fertilizantes a largo del tiempo, sin pautas de manejo sostenibles ha desencadenado efectos perjudiciales tanto para la salud humana como el medio ambiente y la calidad del suelo (Abobatta y El-Azazy, 2020; Barooah et al., 2022). Por otro lado, mantener niveles adecuados de MO en el suelo resulta fundamental para el desarrollo del cultivo al mismo tiempo que se preserva la fertilidad del suelo. De este modo, un enfoque integrado que combine la FM con el aprovechamiento de todas las fuentes de nutrientes del agrosistema, como el agua, suelo, restos de poda, destrío, y que proporcione contenidos óptimos de MO con el aporte de fuentes externas, como estiércoles y compost, permitiría un manejo sostenible de las plantaciones de cítricos al mismo tiempo que se obtendrían producciones elevadas y de calidad.

1.6 APLICACIÓN AGRÍCOLA DE PRODUCTOS ORGÁNICOS

Dentro del marco de la nutrición sostenible de los cultivos, la aplicación de productos orgánicos en agricultura, como estiércoles, lodos, vermicompost, purines, restos vegetales o material compostado, es una estrategia de gestión de residuos que se presenta como solución para reducir el aporte de materiales orgánicos a los vertederos, al mismo tiempo que se genera un producto de alto valor agronómico. Así, la incorporación de estos productos orgánicos está revolucionando las prácticas agrícolas, ofreciendo múltiples beneficios tanto para el suelo como para las plantas. Estos materiales no solo mejoran la estructura del suelo y su capacidad de retención de agua, sino que también incrementan significativamente la productividad y calidad de los frutos, además de optimizar la absorción de nutrientes. Concretamente, en cítricos, se ha observado que el aporte de diferentes materias orgánicas tiene efectos tanto sobre el suelo como sobre la planta. Así, uno de los efectos más importantes del aporte de MO es la mejora de la estructura del suelo. Concretamente, la aplicación de residuos de cítricos (cortezas), como fertilizante orgánico durante tres años consecutivos, mejoró las propiedades físicas del suelo dando lugar a una mejor retención de agua, mayor aireación del suelo y capacidad de intercambio catiónico, en una parcela de naranjos Tarocco (Consoli et al., 2023).

La aplicación de MO en cítricos también tiene un efecto positivo en las propiedades químicas y fertilidad biológica del suelo. Martínez-Alcántara et al. (2016) observaron en Clemenules que la aplicación de fertilizantes orgánicos líquidos, de origen animal y vegetal, aumentó el contenido de COT de un suelo franco de 0,36 % con FM a 0,50 y 0,48

% con fertilizante orgánico vegetal y animal, respectivamente. Además, el abono de origen animal dio lugar a una menor concentración de nitratos en el suelo y una mayor concentración de los cationes asimilables P y Mg en comparación con el fertilizante de origen vegetal. Así mismo, en mandarinos Clemenules, el aporte de restos de poda ($2,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) tras su trituración, aplicado durante nueve años como acolchado, dio lugar a un aumento del contenido de MO, de P, K y Mg asimilables, y de K soluble, así como del C de la biomasa microbiana del suelo (Aguilar et al., 2012).

Los efectos de las aplicaciones de productos orgánicos en cítricos a nivel de planta son variables. Martínez-Alcántara et al. (2016) obtuvieron una mayor absorción de macro y micronutrientes en clementinos de Nules con fertilización orgánica líquida que con FM. Sin embargo, en mandarinas Murcott, Fikry et al. (2020) estudiaron distintas combinaciones de FM y fertilización orgánica observando, tras dos años de aplicación, que la combinación de FM y fertilización orgánica (25 N mineral/75 N orgánico, gallinaza) produjo concentraciones significativamente menores de N y P, pero mayores de K respecto al 100 % de fertilización nitrogenada mineral. Por otro lado, Costa et al. (2008) no encontraron diferencias significativas en la concentración foliar de N y cloruro (Cl) después de la aplicación de lodos y estiércol de ganado en naranjos recién plantados, comparados con árboles control.

La aplicación de diferentes productos orgánicos puede, también, afectar tanto a la producción como a las características físicas y químicas del fruto. Así, dosis diferentes de N a partir de diferentes fuentes orgánicas (estiércoles de granja, purines y aves de corral) fueron evaluadas en comparación con el aporte de distintas dosis de fertilizantes inorgánicos (NPK), en mandarinas Khasi. Aunque la mayor dosis de FM, 600, 400, 400 g de NPK·árbol⁻¹, originó el mayor número de frutos por árbol y rendimiento ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$), el peso del fruto y su contenido en zumo fue mayor con las dosis de estiércol de granja, 60 y 80 kg·árbol⁻¹, y con la de 80 kg·árbol⁻¹ de estiércol de porcino (Kumar et al., 2013). Fikry et al. (2020) observaron en mandarinas Murcott, un mayor rendimiento (kg·árbol⁻¹), número de frutos por árbol y peso de fruto tras la aplicación de N en forma mineral (75 %) combinado con gallinaza (25 %), en comparación con una aplicación 100 % mineral. De igual modo, Madejón et al. (2003) observaron que la fertilización orgánica junto FM aumentó el rendimiento (kg·árbol⁻¹) de naranjas Valencia en comparación con el aporte de 100 % de FM. La aplicación de 10 kg·árbol⁻¹ de vermicompost también aumentó significativamente el número de frutos por árbol, el peso de los frutos y el rendimiento ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) en mandarina Nagpur, en comparación con los árboles a los que no se les aplicó vermicompost (Makode et al., 2015). De la misma forma, otros autores también obtuvieron resultados diferentes en función de la proporción de fertilizantes orgánicos e inorgánicos aplicados. Bhuyan et al. (2016) evaluaron durante tres años la aplicación de FM, fertilización orgánica (estiércol de vaca) y distintas proporciones de FM y fertilización orgánica en mandarinas Bari-1. Así, los árboles que recibieron un 60/40 % de las necesidades con FM/fertilización orgánica

tuvieron mayor número de frutos por árbol, mayor rendimiento ($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$) y frutos de mayor peso en todos los años experimentales. Los frutos de los árboles que recibieron solo FM presentaron la corteza más gruesa y de mayor peso. También observaron que los árboles tratados con FM/fertilización orgánica (80/20 % y 60/40 %) presentaron más contenido en zumo por fruto con mayor contenido de sólidos solubles totales (SST) y menor acidez total (AT), dando lugar a un mayor índice de madurez (IM) en las tres campañas.

1.6.1 Aporte de paja como acolchado en cítricos

En la actualidad, se ha extendido el uso de paja como acolchado en plantaciones de frutales por su efecto positivo tanto en las características físicas, químicas y bioquímicas del suelo como en la producción y calidad del fruto de los cultivos.

En numerosas zonas mediterráneas, los huertos de cítricos experimentan una elevada erosión del suelo debido a la expansión del cultivo en terrenos inclinados, facilitada por el uso del riego por goteo. Para mitigar estas pérdidas de suelo no sostenibles, la aplicación de paja como mantillo se presenta como una solución eficiente. Keesstra et al. (2019) observaron que la aplicación de $750 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de paja en parcelas de clementinos con suelo limo arcilloso produjo una reducción en las pérdidas de suelo y agua bajo precipitaciones simuladas. En una parcela de cítricos adultos, la paja obtenida de los cultivos básicos de la región (trigo y arroz) incrementó la capacidad de retención de agua del suelo durante los dos años de estudio y actuó como aislante, dando lugar a menores fluctuaciones de la temperatura del suelo (Liu et al., 2014). Liu et al. (2012a) concluyeron que el acolchado con PA disminuye significativamente los volúmenes de escorrentía, la producción de sedimentos y las pérdidas de N y P asociadas a la escorrentía vs suelo control, sin acolchar, en huertos de cítricos en pendiente.

La información acerca del efecto del aporte de paja como acolchado sobre la concentración de nutrientes en planta es escasa. Eissa y Helail (1997) observaron una mayor concentración foliar de P, K, Mg, hierro (Fe) y Zn al realizar un acolchado de PA en lima Balady.

Con relación a los efectos del mantillo de paja en la producción y calidad del fruto, en un estudio realizado por Liu et al. (2014), observaron que la aplicación de PA, a una tasa de $6\cdot 10^3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, en una parcela de cítricos no ocasionó diferencias significativas en el rendimiento ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$), peso, diámetro y contenido de zumo de fruto en el primer año de aplicación. Sin embargo, en el segundo año, y tras un periodo de letargo con temperaturas extremadamente bajas, los árboles con acolchado fueron los únicos que presentaron producción de fruta. Por otro lado, en una parcela de mandarinas Balady, abonada con compost de estiércol y FM, se evaluó la aplicación de PA como acolchado (8, 15 y $23 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) vs mandarinas sin acolchado, observando un mayor rendimiento

(kg·árbol⁻¹) en los árboles con acolchado frente a los que no tenían cubierta. Además, las diferentes cantidades de paja provocaron un incremento significativo en el diámetro, peso de fruto y número de frutos por árbol. El tratamiento con la dosis más elevada de paja produjo mayor concentración de AT y el de la dosis intermedia mayor contenido en vitamina C. Sin embargo, los SST no se vieron afectados por la cubierta (Abouziena et al., 2008).

1.6.2 Aporte de compost en los cítricos

De entre los productos orgánicos, las referencias que evalúan el aporte de compost en cítricos son muy escasas y se centran en el efecto sobre el suelo. Así, Uckoo et al. (2009) reportaron, en un cultivo de pomelos, una fuerte tendencia en la disminución de la densidad aparente en suelos con aplicación de compost frente a suelos sin aplicación. Esta disminución favoreció la infiltración del agua y su disponibilidad para las plantas, produciendo un entorno de enraizamiento más favorable, tal y como reveló la mayor densidad radicular. En otro trabajo en naranjas Valencia, la aplicación de FM combinada con compost de lodos de alpechín (20 t·ha⁻¹), compost de RSU (40 t·ha⁻¹) y lodos de la industria papelera (20 t·ha⁻¹), produjo un incremento del COT, N-Kjeldahl y P disponible tras tres años de aporte. Además, estos productos orgánicos también provocaron incrementos significativos en la actividad deshidrogenasa del suelo (Madejón et al., 2003).

Con respecto a la calidad de fruto, Abd El-Naby y El-Sonbaty (2016) compararon, en naranjos Washington navel, el efecto de la aplicación de FM, fertilización orgánica (compost de residuos de frutas y verduras) y distintas proporciones de FM: fertilización orgánica (1:1, 1:2; 1:3 y 1:4). Reportaron que, tras dos años de aplicación, la relación 1:4 produjo un menor número de frutos por árbol, en comparación con los tratamientos de FM y fertilización orgánica sin su combinación, sin embargo, el peso de los frutos no presentó diferencias significativas con los distintos tratamientos. Por otro lado, la relación 1:1 dio lugar a mayor contenido de ácido ascórbico en zumo respecto al resto de tratamientos y la relación 1:4 produjo mayor IM significativo respecto del zumo de los árboles con FM.

2 OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO

Con el fin de reducir residuos orgánicos de difícil gestión, como la paja de arroz, es necesario buscar alternativas de valorización, como el compostaje, optimizar ese proceso y ajustar el manejo del compost obtenido para mejorar la fertilidad y la calidad del suelo, así como, la productividad de los cultivos. Sin embargo, no hay estudios que evalúen la paja de arroz como material estructurante en un proceso de compostaje a nivel industrial, ni se dispone de suficiente información de cómo manejarlo en su aplicación a los cítricos, cultivo emblemático de la Comunidad Valenciana.

2.1 OBJETIVOS

El objetivo general de la tesis es la optimización del proceso de valorización de la paja de arroz, a través del compostaje, junto con otros residuos generados en la Comunidad Valenciana; así como, la evaluación del efecto de la aplicación del compost generado sobre la nutrición de los suelos en plantaciones de cítricos.

Este objetivo general se desarrollará a través de la consecución de los objetivos específicos siguientes:

Objetivo 1. Analizar la influencia de la dosis de paja en el proceso de compostaje y la calidad final del compost desarrollado a nivel industrial.

Objetivo 2. Evaluar el uso de la paja como alternativa a otro material estructurante (restos de poda) en el proceso de compostaje de lodos de depuradora a nivel industrial.

Objetivo 3. Estudiar el efecto de la aplicación de compost y paja de arroz como acolchado sobre la fertilidad y calidad del suelo, así como, en la absorción de nutrientes, producción y calidad del fruto de cítricos cultivados en diferentes condiciones.

Objetivo 4. Calcular el coste económico de utilizar el compost como fertilizante frente a abonos minerales.

2.2 PLAN DE TRABAJO

Para la consecución de los objetivos descritos en el apartado anterior, se plantean dos series de ensayos en los que se estudiará, por un lado, el proceso de compostaje y, por otro, su aplicación en campo.

2.2.1 Ensayos de compostaje

Por un lado, se evaluará la optimización del proceso de compostaje, así como, la calidad del compost obtenido mediante el aporte de dosis diferenciales de paja de arroz, analizando parámetros físicos y químicos a lo largo de dos ciclos de compostaje llevados

a cabo, a nivel industrial, en la Planta de Valorización de Residuos "La Vintena". A lo largo de este proceso, se tomarán muestras del material inicial, en distintos momentos del proceso de compostaje y del material compostado, y se analizarán parámetros físicos (granulometría, humedad, temperatura, etc), y químicos (pH, CE, cationes, etc) en cada una de ellas, así como análisis microbiológicos del compost obtenido.

A continuación, se comparará la calidad del compost obtenido a partir de la valorización de lodos de depuradora y paja de arroz con el realizado de forma habitual, en la citada planta, con restos de poda. Para ello se caracterizarán los compost obtenidos a través de las medidas físicas y químicas al final del proceso de compostaje.

2.2.2 Ensayos de campo

En los ensayos llevados a cabo en campo se estudiará la influencia del aporte de productos orgánicos (compost y paja de arroz y la combinación de ambos), sobre la fertilidad del suelo, la absorción de nutrientes por la planta, la producción y calidad de fruta en plantaciones de cítricos en diferentes condiciones de cultivo.

Para ello, en tres parcelas comerciales de cítricos (naranjos y mandarinos) cultivadas en riego por inundación y riego a goteo se realizarán aportes anuales de compost y paja (como acolchado). A lo largo de dos campañas, se muestreará el suelo y la planta. En el suelo se analizará el efecto del diferente aporte sobre la fertilidad de éste y su calidad a partir del análisis de parámetros físicos, químicos y bioquímicos. Por otro lado, se evaluará el efecto en la absorción de nutrientes mediante el análisis de la ionómica foliar, la producción y parámetros físicos (peso, firmeza, índice de color, etc.) y químicos (sólidos solubles, acidez, etc.) de calidad del fruto.

2.2.3 Estudio de los factores económicos del uso del compost como fertilizante

Teniendo en cuenta ambos ensayos, se cuantificará el coste del proceso de valorización de estos residuos, de difícil gestión, desde la recogida de los materiales de partida, el traslado a la planta, la caracterización física y química del material inicial y del compost final, el proceso de compostaje, la evaluación microbiológica del compost obtenido y el ensacado, hasta su distribución en campo.

Por otro lado, se comparará el coste de la unidad fertilizante NPK aportada mediante compost o abonos minerales.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Desarrollo experimental de los ensayos de compostaje

En la Planta de Valorización de Residuos "La Vintena", en condiciones reales, se ha evaluado el desarrollo del proceso de compostaje durante dos campañas, (C1: campaña 1 y C2: campaña 2). La planta es propiedad de la empresa privada Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM), situada en Carcaixent (39°6'32.207" N; 0°29'6.87" O), Valencia, que cuenta con una superficie de 21.000 m² (Figura 2).



Figura 2. Planta de valorización de residuos "La Vintena".

3.1.1 Construcción de las pilas

En ambas campañas se construyeron dos pilas con mezclas de PA y LD, con la ayuda de una pala tractora, en naves abiertas pavimentadas y cubiertas. Éstas se construyeron con forma de prisma triangular de dimensiones 15 x 4,0 x 1,70 m de largo x ancho x alto, aproximadamente, dando lugar a un volumen inicial de 102 m³.

El ensayo de la primera campaña (C1) comenzó en septiembre de 2019 y en junio de 2020 para la segunda (C2). La paja se obtuvo de campos arroceros comerciales del entorno del PNA (PA1: paja empleada en C1 y PA2: PA empleada en C2). Ésta llegaba en pacas prismáticas de alrededor de 350 kg. En ambas campañas se empleó paja recolectada de la cosecha anterior, al no poderse conseguir material de la recogida de ese mismo año. En cuanto a los LD, su procedencia fue diferente. El lodo, digerido anaeróbicamente en ambas campañas, para C1 (LD1: lodo empleado en C1), se obtuvo de la EDAR de DAM Alzira-Carcaixent (39°6'32.312" N; 0°29'12.857" O) y para C2 (LD2: lodo empleado en C2), se recibió de la EDAR de DAM Pinedo (39°26'7.489" N; 0°20'37.332" O), ambas situadas cerca de la ciudad de Valencia. La proporción de los residuos utilizados en cada una de las campañas fue de 1:8 y 1:6 PA:LD (p:p) para C1 y C2, respectivamente.

La formación de las pilas se llevó a cabo conforme a las prácticas habituales establecidas en la planta. En C1 y C2, la incorporación de los residuos fue secuenciada alternando

paja:lodo hasta completar la totalidad de la cantidad pesada para conseguir las relaciones previamente establecidas (Figura 3). Al inicio, se colocó la paja en la base para evitar la posible adherencia de los lodos al suelo, debido a su elevado porcentaje de humedad, y facilitar así las operaciones de volteo.



Figura 3. Formación pilas de compostaje.

Finalmente, las pilas se formaron con $64,7 \cdot 10^3$ kg de mezcla inicial en C1 ($7,2 \cdot 10^3$ kg de PA1 y $57,5 \cdot 10^3$ kg de LD1, peso fresco, 1:8) y $42,6 \cdot 10^3$ kg en C2 ($6,14 \cdot 10^3$ kg de PA1 y $36,5 \cdot 10^3$ kg de LD2, peso fresco, 1:6), construyéndose dos réplicas de cada una. El compostaje se llevó a cabo en las mismas condiciones a las del funcionamiento rutinario de la planta.

3.1.2 Medidas y labores realizadas a lo largo del proceso de compostaje

Las temperaturas durante el proceso de compostaje se midieron automáticamente cada hora en cuatro puntos diferentes de cada pila, mediante sondas termométricas (KTT 220, Kimo, Mumbai, India) conectadas a registradores insertadas a 1 m de profundidad (Figura 4).



Figura 4. Detalle de las sondas colocadas en las pilas para la medida de la temperatura.

La información climatológica de temperatura durante los periodos experimentales de las dos campañas se obtuvo de la Estación Meteorológica de Carcaixent, mismo municipio del lugar de estudio de los procesos de compostaje [Riegos, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), 2022]. Los datos climatológicos de precipitaciones no se tuvieron en cuenta ya que los procesos de compostaje se desarrollaron bajo techo.

El material a compostar se volteó (Figura 5) y se mezcló mediante volteadora de puente, sistema empleado para tal fin en la planta de La Vintena, 34 y 22 veces en C1 y C2,

respectivamente. Dichos volteos se realizaron con el objetivo de homogenizar (volteos iniciales), enfriar y airear la pila y se llevaron a cabo de acuerdo con la evolución de las temperaturas medidas diariamente cada hora. Al principio del proceso, los volteos se llevan a cabo con más frecuencia con el objetivo de homogeneizar los materiales.



Figura 5. Volteo de las pilas a lo largo del proceso.

Al finalizar los procesos de compostaje, que tuvieron una duración de 140 días en C1 y 165 días en C2, y tras pesarse el material final, las mezclas compostadas se cribaron con el dispositivo industrial utilizado habitualmente en la planta para esta operación y que cuenta con un diámetro de tamiz de 9 mm.



Figura 6. Compost cribado al final del proceso.

La fracción de mayor granulometría se fue recogiendo para su posterior pesaje y así, conocer el peso final del compost cribado (Figura 6). Finalmente, este compost se ensacó y se almacenó, para su posterior transporte y aplicación en los ensayos de campo.

3.1.3 Muestreos realizados a lo largo del proceso

Al inicio del proceso de compostaje, en cada campaña, se recogieron muestras del material en fresco para su caracterización: cuatro de PA y cuatro de LD. Posteriormente, durante el proceso, se tomaron un total de ocho muestras, procedentes de diferentes

orientaciones de las pilas (este y oeste), con dos muestras por cada orientación y réplica. Cada muestra estaba compuesta por seis submuestras recopiladas de la parte superior, media e inferior en las distintas localizaciones. En C1, las pilas se muestrearon a los 0, 7, 16, 27, 37, 50, 63, 72, 84, 94, 104, 114, 127 y 140 días de proceso de compostaje (DPC). En C2, se tomaron muestras a los 0, 7, 18, 30, 42, 52, 63, 73, 84, 98, 113, 127 y 165 DPC. En ambas campañas, el último día de compostaje se tomó muestra antes y después del proceso de cribado. Las muestras se colocaron en bolsas de polietileno que fueron trasladadas al IVIA para su procesamiento y análisis.

3.2 Efecto del material estructurante en la composición de compost elaborado con lodos de EDAR

El uso de paja como material estructurante para la elaboración de compost se evaluó como alternativa viable a los restos de poda (RP), material habitualmente utilizado en la Planta de Valorización de Residuos La Vintena, a través del análisis de las características físicas y químicas del compost obtenido.

La relación seleccionada para el compost obtenido con PA y LD fue de 1:8 PA:LD (p:p) y de 1:3 RP:LD (p:p) para el obtenido con RP. Éstos procedían de la poda de frutales y de diferentes especies de árboles ornamentales de jardines de zonas urbanas próximas.

3.3 Desarrollo experimental de los ensayos de campo

Los ensayos de campo se llevaron a cabo en tres parcelas de cítricos comerciales durante dos campañas (C1 y C2). La parcela 1 (Figura 7) se encontraba en la localidad de Manuel (39°3'29.1" N; 0°29'17.4" O) y las otras dos (Figura 8) estaban ubicadas en Llíria, parcela 2 (39°41'25.34" N; 0°37'8.22" O) y parcela 3 (39°40'22.16" N; 0°34'44.25" O). Todas ellas estaban ubicadas en la provincia de Valencia.



Figura 7. Diseño de los tratamientos realizados en la parcela de Tango ubicada en Manuel.



Figura 8. Diseño de los tratamientos realizados en la parcela de Clemenules y Navelina en Llíria.

3.3.1 Características de las parcelas

La textura del suelo, el año de la plantación, la variedad cultivada, el marco de la plantación y el sistema de riego en cada una de las parcelas donde se realizaron los ensayos de campo se muestra en la Tabla 1. La parcela de Tango (*Citrus reticulata* Blanco) se regaba mediante riego por inundación, mientras que las parcelas de Clemenules (*Citrus reticulata* Blanco) y Navelina (*Citrus sinensis* L. Osb.) por riego localizado. En todos los casos, el portainjerto empleado fue citrange Carrizo (*Citrus sinensis* x *Poncirus trifoliata*).

Tabla 1. Características de las parcelas de estudio.

Parámetro	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3
Textura	Franco arcillosa	Franco arcillosa	Franco
Año de plantación	2016	2002	1997
Variedad	Tango	Clemenules	Navelina
Marco de plantación	5x4	5x4	6x4
Sistema de riego	Inundación	Localizado	Localizado

Además, en la Tabla 2 se muestra el plan de abonado promedio correspondiente a los dos años de ensayo en las tres parcelas, formulado para satisfacer las necesidades del cultivo y aplicado independientemente de los tratamientos orgánicos experimentales.

Tabla 2. Plan de abonado en las parcelas de ensayo.

UF (kg·ha ⁻¹)	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3
N	205	215	234
P ₂ O ₅	54	56	106
K ₂ O	156	161	151
Fe	0,8	0,90	0,05
Productos orgánicos	11	13	10

La parcela 1 se regaba con agua procedente de la Acequia Real del Júcar, mientras que las parcelas 2 y 3 se regaban con agua del Canal Principal del Campo del Túria. En la Tabla 3 se presenta el análisis del agua de riego correspondiente a las tres parcelas. Ambas aguas presentan una conductividad eléctrica óptima para ser usada para riego. Así mismo, la concentración de nitratos es muy baja. La concentración de carbonatos y bicarbonatos, así como, de calcio y magnesio es alta, característica de la zona de cultivo de los cítricos de la CV.

Tabla 3. Análisis del agua de riego empleada en los ensayos.

Parámetro	Parcela 1	Parcelas 2 y 3
pH	8,14	7,69
Conductividad eléctrica ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a 25 °C)	1,08	1,19
Cloruros ($\text{Cl}^- \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	99,0	111
Sulfatos ($\text{SO}_4^{2-} \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	299	319
Bicarbonatos ($\text{HCO}_3^- \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	206	130
Carbonatos ($\text{CO}_3^{2-} \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<10,0	<10,0
Nitratos ($\text{NO}_3^- \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<10,0	<10,0
Calcio ($\text{Ca}^{2+} \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	113	141
Magnesio ($\text{Mg}^{2+} \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	38,4	31,3
Potasio ($\text{K}^+ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3,06	4,18
Sodio ($\text{Na}^+ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	59,2	70,5

3.3.2 Tratamientos realizados

El diseño experimental de cada parcela se realizó con bloques al azar con repeticiones y número de árboles por réplica diferente en función de las características y posibilidades de cada una. Los tratamientos se separaron por filas guarda para evitar interferencias entre ellos.

En la parcela 1, con riego por inundación, dónde las cubiertas no son aplicables por riesgo de flotación, los tratamientos que se evaluaron fueron: control (Control), aplicación de compost a dosis 1 (COMP) y de compost con doble dosis [(COMP (2x))]. Se realizaron tres repeticiones con ocho árboles por réplica (Figura 7). En las parcelas 2 y 3, con riego a goteo, se evaluaron los siguientes tratamientos: control (Control), uso de cubierta de PA (Paja), aplicación de COMP (Compost), y la combinación de ambos (Paja+Compost). Se llevaron a cabo cuatro repeticiones en cada parcela, constituidas por cinco árboles en la parcela 2 y seis árboles en la parcela 3, por réplica (Figura 8).

En la primera campaña (C1: mayo de 2019), se aplicó el compost (COMP1) de LD con restos de poda (RP), producido habitualmente en la Planta, en las tres parcelas, y en la segunda (C2: julio de 2020), se empleó el compost de LD con PA (COMP2) obtenido en el ensayo de compostaje descrito anteriormente (relación PA:LD 1:8). En las parcelas 2 y 3, la cantidad de paja utilizada como cubierta se ajustó para cubrir completamente el compost aplicado en el tratamiento P+COMP (P1: PA empleada en C1 y P2: PA empleada

en C2); mientras que en el tratamiento en el que solo se aportaba paja (P) se aplicó una cantidad equivalente a la del tratamiento P+COMP en ambas campañas. Las cantidades aportadas se indican en la Tabla 4, siendo las dosis de compost las habitualmente aplicadas en plantaciones de cítricos.

Tabla 4. Cantidades de compost y paja aplicadas en cada parcela ($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$).

Año	2019		2020	
Tratamiento	COMP1 ¹	P1 ¹	COMP2 ²	P2 ²
Parcela 1				
Dosis 1	20	-	20	-
Dosis 2x	40	-	40	-
Parcela 2	30	9	30	9
Parcela 3	40	14	40	14

¹COMP1: compost de LD y restos de poda aplicado en campaña 1; P1: paja de arroz aplicada en campaña 1. ²COMP2: compost de LD y paja de arroz aplicado en campaña 2; P2: paja de arroz aplicada en campaña 2.

La paja utilizada en ambas campañas se recogió del Banco de arroz de la Albufera, creado en 2013 para evitar que este material se convirtiera en un residuo problemático. En ambas campañas, la aplicación de paja se realizó manualmente, mientras que la del compost se llevó a cabo por personal especializado de la empresa DAM mediante un remolque aplicador acoplado a un tractor (Figura 9). Tanto la paja como el compost se aplicaron en la superficie del suelo, junto a la línea de los goteros.



Figura 9. Remolque aplicador del compost en campo.

3.3.3 Muestreos realizados a lo largo del ciclo de cultivo

A lo largo del ensayo se realizaron diferentes muestreos en campo; foliar, de suelo y de fruto para evaluar el efecto de los diferentes tratamientos aplicados.

Los muestreos foliares se realizaron en parada vegetativa, durante los meses de noviembre (en las parcelas 2 y 3) y diciembre (en la parcela 1) en ambas campañas. Para ello, se tomaron 12 hojas de la brotación de primavera sin fruto terminal por árbol en las cuatro orientaciones. Una vez muestreadas, se colocaron en bolsas de polietileno y se trasladaron al IVIA para su procesamiento y análisis posterior.

Por otro lado, los muestreos de suelo se realizaron en el mes de marzo en las tres parcelas en ambas campañas, tomando en cada árbol de las réplicas, dos submuestras con barrena cilíndrica en la zona de la línea de goteros, de 0 a 20 cm de profundidad. Una vez extraído el suelo, se colocó en bolsas de polietileno y se trasladó al IVIA para su procesamiento y análisis.

En el momento de recolección de cada una de las variedades, se cuantificó la producción y se tomó una muestra de seis frutos por árbol de cada réplica para la evaluación de la calidad del fruto. La recolección de la parcela 1 tuvo lugar en el mes de febrero tanto en C1 como en C2, mientras que en la parcela 2 y 3, se realizó en el mes de noviembre en ambos años de estudio. Igualmente, al resto de muestras de material vegetal, los frutos se colocaron en bolsas de polietileno y se trasladaron al IVIA para su procesamiento y análisis.

En la parcela de Tango, se tomó una muestra de hoja, de suelo y de fruto, por cada réplica de los tres tratamientos, en cada campaña, dando lugar a nueve muestras por momento de muestreo. En las parcelas de Clemenules y Navelina, se tomó, igualmente, una muestra por cada réplica de cada tratamiento originando 16 muestras por momento de muestreo.

3.4 Preprocesamiento de las muestras

A continuación, se describe la metodología de procesamiento de muestras, previa a la analítica de los diferentes parámetros, de las distintas muestras generadas (productos orgánicos, suelo y material vegetal).

3.4.1 Muestras recogidas en el proceso de compostaje

Cada muestra de material tomada durante el proceso de compostaje, así como, del compost finalmente obtenido, se mezcló uniformemente para su homogeneización y luego se dividió en tres partes. Una de ellas se empleó para la determinación de la humedad, otra se colocó en un bote de plástico con cierre hermético y se almacenó refrigerada en cámara frigorífica (4 °C) para la determinación de N y análisis microbiológicos (*Escherichia coli* y *Salmonella*) y, una última parte se secó en estufa de aire forzado (Dry-Big, JP Selecta, Barcelona, España) a 65 °C hasta peso constante para el resto de las determinaciones.

Después del secado, las muestras se trituraron mediante un molino de corte (SM 100, Retsch, Haan, Alemania) con un tamiz de malla de 0,25 mm. Posteriormente, se dispusieron en frascos de plástico con cierre hermético y se almacenaron a temperatura ambiente para los análisis posteriores.

3.4.2 Material vegetal

Las muestras de material vegetal se lavaron con agua y detergente no iónico, enjuagándose tres veces con agua desionizada. Se secaron en estufa de aire forzado (JP Selecta) a 65 °C, hasta peso constante. Después del secado, se trituraron mediante un molino refrigerado con agua (M 20, IKA, Staufen, Alemania), para evitar su calentamiento, hasta un tamaño inferior a 0,3 mm. Posteriormente, se dispusieron en frascos de plástico con cierre hermético y se almacenaron a temperatura ambiente para los análisis posteriores.

3.4.3 Suelo

Cada muestra se mezcló uniformemente para su homogeneización y luego se dividió en tres partes. Una de ellas se empleó para la determinación de la humedad, otra se colocó en una bolsa de plástico y se almacenó refrigerada en cámara frigorífica (4 °C) para la determinación de C de la biomasa microbiana y la actividad de la enzima deshidrogenasa y la última parte, se secó al aire para el resto de las analíticas. Después del secado, las muestras fueron trituradas en un molino de bolas (OABM 255, Orto Alresa, Madrid, España) y tamizadas a través de una malla de 2 mm. Finalmente, se dispusieron en bolsas de polietileno y se almacenaron, igualmente a temperatura ambiente, para los análisis posteriores.

3.5 Determinaciones analíticas

Salvo indicación contraria, la metodología empleada es la descrita en los Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1991) con ligeras modificaciones en algunos casos. Los análisis de *Escherichia coli* y *Salmonella* spp., fueron realizados siguiendo los procedimientos estándar ISO 7251:2005 e ISO 6579-1:2017, respectivamente.

3.5.1 Productos orgánicos

A continuación, se describen las analíticas físicas y químicas realizadas en las muestras de los productos orgánicos generadas.

Granulometría

La muestra seca a 65 °C se tamiza secuencialmente mediante tamices de diferente luz de malla (25, 5 y 2 mm) para la separación de piedras y gravas, por un lado, y metales, vidrios y plásticos por otro (Ecuación 1).

$$\text{Fracción}_{i-iii} (\%) = \frac{P_{1i-iii}}{P_2} \cdot 100 \quad [1]$$

Donde:

P_{1-iii} (g): i: peso de piedras y gravas de diámetro > 25 mm, ii: piedras y gravas de diámetro > 5 mm e iii: impurezas > 2 mm.

P₂ (g): peso total de la muestra seca.

Humedad

El agua que contiene la muestra se determina por desecación en estufa (Ecuación 2). Para ello, se secan en estufa 30 g de muestra homogeneizada en fresco a 105 °C (Conterm, JP Selecta, Barcelona, España) en una cápsula de aluminio hasta alcanzar peso constante.

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{(P_{th} - P_{ts})}{(P_{th} - P_t)} \cdot 100 \quad [2]$$

Donde:

P_{th} (g): peso de la cápsula con la muestra húmeda.

P_{ts} (g): peso de la cápsula con la muestra seca.

P_t (g): peso de la cápsula vacía.

pH (extracto 1:25)

Se pesan 2 g de muestra y se añaden 50 mL de agua osmotizada de alta pureza, agitándose la mezcla durante 30 min con agitador magnético (Magnetic Stirrer, Fisher Scientific, USA). Tras otros 30 min en reposo, se vuelve a agitar manualmente y se procede a la lectura de pH mediante un pHmetro (Basic 20, Crison, Barcelona, España).

Conductividad eléctrica (CE extracto 1:5)

Se pesan 10 g de muestra y se añaden 50 mL de agua osmotizada de alta pureza, agitándose la mezcla durante 30 min a 900 oscilaciones por minuto (osc·min⁻¹) con un agitador vibrador oscilante (Vibromatic, JP Selecta, Barcelona, España). Transcurrido este tiempo, la mezcla se filtra por gravedad con filtros plegados de 35-40 µm de uso para análisis y se procede a la lectura mediante conductímetro (Sensor+ EC7, Hach, Barcelona, España). Los resultados se expresan en dS·m⁻¹ a 25 °C.

Carbono orgánico total (COT)

El COT se determina por calcinación (ecuaciones 3 y 4). Para ello se pesa 1 g de muestra en un crisol de porcelana, previamente desecado 30 min en estufa (JP Selecta) a 105 °C, y enfriado en desecador. Posteriormente, se quema la muestra en placa calefactora (Combiplac, JP Selecta, Barcelona, España) bajo campana extractora hasta que la muestra deja de humear. A continuación, se calcina en horno mufla (HK-11, Hobersal, Barcelona, España) a 560 °C durante 3 h. Transcurrido este tiempo, el crisol se enfría

en desecador y se pesa. La muestra calcinada se reserva para la posterior determinación de macronutrientes.

$$\text{Materia orgánica total (MOT) (\%)} = \frac{(P_{th} - P_{ts})}{P} \cdot 100 \quad [3]$$

$$\text{COT (\%)} = \frac{\text{MOT (\%)}}{1,724} \quad [4]$$

Donde:

P_{th} (g): peso del crisol con la muestra seca sin quemar.

P_{ts} (g): peso del crisol con la muestra seca y calcinada.

P (g): peso de la muestra seca sin quemar.

Materia orgánica oxidable (MOO)

El método se basa en la oxidación en medio ácido de la MO con dicromato potásico y valoración posterior del exceso de dicromato con sulfato ferroso amónico (Ecuación 5 y 6). Para ello, se pesan 0,05 g de muestra, a los que se les añade 10 mL de dicromato potásico 1 N y 20 mL de ácido sulfúrico concentrado agitando suavemente por rotación. Se deja reaccionar durante 30 min y se añaden 70 mL de agua. Una vez frío, se adicionan 10 mL de ácido ortofosfórico concentrado y cinco gotas de indicador fenantrolina (1,48 g de o-fenantrolina monohidratada y 0,70 g de sulfato ferroso heptahidratado en 100 mL de agua), valorándose entonces, con sulfato amónico ferroso 0,5 N.

$$\text{Carbono orgánico oxidable (COO) (\%)} = \frac{(V_b - V_m) \cdot N \cdot 0,39}{P} \quad [5]$$

$$\text{MOO (\%)} = 1,724 \cdot \text{COO (\%)} \quad [6]$$

Donde:

V_b (mL): volumen de sulfato amónico ferroso consumido en la valoración del blanco.

V_m (mL): volumen de sulfato amónico ferroso consumido en la valoración de la muestra.

N : normalidad de sulfato amónico ferroso.

P (g): peso muestra.

Carbono hidrosoluble

Se pesan 2,5 g de muestra en botes polietileno y se añaden 25 mL de agua ultrapura, agitándose la mezcla durante 2 h a 750 osc·min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta). Transcurrido este tiempo, la mezcla se filtra con bomba de vacío empleando filtro Whatman núm. 42. Se enjuaga el bote dos veces con 25 mL de agua ultrapura, se filtra, recogiendo el filtrado en matraces aforados de 100 mL y se completa su volumen con agua ultrapura (Ecuación 7). La lectura del C hidrosoluble se realiza en un analizador de COT (TOC-VCSN, Shimadzu, Kioto, Japón).

$$C \text{ hidrosoluble (\%)} = \frac{(a - b) \cdot V}{(P \cdot 10.000)} \quad [7]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración de C hidrosoluble en la solución de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración de C hidrosoluble en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la solución.

P (g): peso de la muestra.

Extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos

La muestra se somete a una extracción alcalina para obtener el extracto húmico total (EHT) y, posteriormente, se precipitan, en este extracto, los ácidos húmicos (AH) a pH 1. Tanto en el extracto húmico como en el precipitado, se determina el contenido de CO. Para ello, se pesan 0,5 g de muestra, se añaden 50 mL de solución extractante (pirofosfato sódico 0,1 N + hidróxido sódico 0,1 N) y se agita durante 1 h a 900 osc·min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta). Se centrifuga (3K15, Sigma Laborzentrifugen, Alemania) a 4.500 rpm durante 25 min. Se repite esta operación hasta que el líquido de extracción sea incoloro o ligeramente coloreado. Todos los extractos resultantes se reúnen en un matraz de 500 mL y se enrasa con agua osmotizada de alta pureza. Este extracto constituye el EHT (Ecuación 8).

Posteriormente, se toma una alícuota de 50 mL del EHT, se evapora hasta sequedad en estufa (Dry-Big, Selecta, Barcelona, España) y se valora su contenido de CO mediante el método expuesto en la determinación de COO.

$$\text{EHT (\%)} = 1,724 \cdot C \text{ húmico total (\%)} \quad [8]$$

Donde:

C húmico total se determina siguiendo la fórmula del COO (%).

Para la determinación de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF), se toman 50 mL del EHT y se colocan en un tubo de centrifuga. Se añade ácido sulfúrico 1:1 (v/v), agitando lentamente y sin turbulencias, hasta pH 1 y se deja reposar hasta el día siguiente. Transcurrido este tiempo, se centrifuga a 4.500 rpm durante 25 min. Se desecha el sobrenadante y se lava el precipitado dos veces con 5 mL de ácido sulfúrico 0,001 N. Finalmente, se disuelve el precipitado con el mínimo volumen posible de hidróxido sódico 0,5 N, se lleva a un matraz aforado de 50 mL y se completa su volumen con agua osmotizada de alta pureza. Esta solución constituye la solución de ácidos húmicos (SAH).

Una alícuota de 25 mL de la SAH se evapora hasta sequedad en estufa y se valora su contenido de CO mediante el método expuesto en la determinación de COO (Ecuaciones 9 y 10).

$$\text{Ácidos húmicos (\%)} = 1,724 \cdot C \text{ ácidos húmicos (\%)} \quad [9]$$

$$\text{Ácidos fúlvicos (\%)} = \text{EHT (\%)} - \text{Ácidos húmicos (\%)} \quad [10]$$

Donde:

C ácidos húmicos (%) se determina siguiendo la fórmula del COO (%).

Relación E₄/E₆ de los ácidos húmicos

La relación E₄/E₆ se determina siguiendo la metodología descrita por Chen et al. (1977). Para su medida (Ecuación 11), se toman 50 mL del EHT a los que se les añade ácido sulfúrico 1:1 (v/v), agitando lentamente y sin turbulencias, hasta pH 1. Se deja reposar hasta el día siguiente. Transcurrido este tiempo, se centrifuga a 4.500 rpm durante 20 min y el precipitado se lava dos veces con 5 mL de ácido sulfúrico 0,001 N. A continuación, se disuelve el precipitado con bicarbonato sódico 0,05 N hasta conseguir una concentración entre 2 y 4 mg de ácidos húmicos por 10 mL de disolución. Se miden las absorbancias a las longitudes de onda de 465 y 665 nm mediante un espectrofotómetro UV visible (UV-1800, Shimadzu, Kioto, Japón).

$$\text{Relación } E_4/E_6 = \frac{A}{A'} \quad [11]$$

Donde:

A: absorbancia obtenida a 465 nm.

A': absorbancia obtenida a 665 nm.

Nitrógeno Kjeldahl

El N Kjeldahl (Ecuación 12) es un parámetro que incluye la suma de N orgánico y N amoniacal. Su determinación se basa en la mineralización del N orgánico de la muestra mediante digestión de ésta con ácido sulfúrico concentrado. El N orgánico pasa a forma amoniacal que, tras su alcalinización, se destila recogiendo en una solución absorbente para su valoración con ácido clorhídrico. Para ello, se pesa 1 g de muestra en fresco a los que se les añade una pastilla de catalizador Kjeldahl (0,3 % en CuSO₄·5H₂O) y 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. La digestión de las muestras se realiza durante 2 h en un termobloque (Foss, Tecator Digestor, Höganäs, Suecia) a 420 °C. Una vez enfriadas se procede a la destilación en la Unidad de Destilación Automática (Kjeltec™ 8200, Foss, Tecator AB, Höganäs, Suecia), la cual añade 40 mL de NaOH al 40 %, 30 mL H₃BO₃ al 4 % y 60 mL de H₂O. Seguidamente, los destilados se valoran frente a HCl 0,5 N.

$$\text{N Kjeldahl (\%)} = \frac{14,01 \cdot (V_m - V_b) \cdot N}{P \times 10} \quad [12]$$

Donde:

V_m (mL): volumen de HCl consumido en la valoración de la muestra.

V_b (mL): volumen de HCl consumido en la valoración del blanco.

N: normalidad del HCl.

P (g): peso de la muestra.

Nitrógeno mineral: N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻

La determinación de nitrógeno amoniacal y nítrico se realiza en muestras frescas para evitar posibles volatilizaciones en el proceso de secado. La extracción se realiza con 25 mL de KCl 2 N en 5 g de muestra en fresco. Tras agitar durante 15 min con agitador vibrador (JP Selecta), se filtra por gravedad con papel de filtro plegado, se añaden otros 25 mL de KCl 2 N y se filtra de nuevo intentando arrastrar todo el contenido. Para la determinación del N-NH₄⁺ (Ecuación 13), al extracto resultante se le adiciona 200 mg de óxido magnésico desecado (600 °C durante 1 h en mufla, Hobersal) y se procede a su destilación en la unidad de destilación automática con 30 mL H₃BO₃ al 4 % y 60 mL de H₂O. Seguidamente se valoran los destilados con HCl 0,5 N.

Para la medida de N-NO₃⁻ (Ecuación 14), se realiza una segunda destilación del extracto con 400 mg de aleación de Devarda en condiciones similares a las de la determinación de N-NH₄⁺ y se valoran los destilados, igualmente, con HCl 0,5 N.

$$N-NH_4^+ \text{ (mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{(14,01 \cdot V \cdot N \cdot 1000)}{P} \quad [13]$$

$$N-NO_3^- \text{ (mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{(14,01 \cdot V \cdot N \cdot 1000)}{P} \quad [14]$$

Donde:

V (mL): volumen de HCl consumido en la valoración de la muestra.

N (mL): normalidad del HCl.

P (g): peso de la muestra.

Los valores obtenidos de N Kjeldahl, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ se corrigen con la humedad (%) de cada muestra al tratarse de determinaciones realizadas con la muestra en fresco.

N orgánico

El N orgánico se calcula a partir del N Kjeldahl y del N-NH₄⁺ determinados (Ecuación 15).

$$N \text{ orgánico (\%)} = a - \frac{b}{10.000} \quad [15]$$

Donde:

a (%): concentración de N Kjeldahl en la muestra.

b (mg·kg⁻¹): concentración de N-NH₄⁺ en la muestra.

N total

El N total se calcula a partir del N Kjeldahl y del N-NO₃⁻ determinados (Ecuación 16).

$$N \text{ total } (\%) = a + \frac{b}{10.000} \quad [16]$$

Donde:

a (%): concentración de N Kjeldahl en la muestra.

b (mg·kg⁻¹): concentración de N-NO₃⁻ en la muestra.

Relación C/N

La relación C/N se calcula a partir del COT (%) obtenido por la determinación de la MOT y el N total (%).

Macronutrientes

En los diferentes productos orgánicos se determina la concentración de P, K, Ca, Mg y Na (Ecuación 17) mediante un espectrofotómetro de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente, ICP-OES (iCAP 6000, Thermo Scientific, Cambridge, Reino Unido) tras extracción ácida. Para ello, a los crisoles con las cenizas de las muestras calcinadas (ver determinación del COT) se añaden 10 mL de ácido clorhídrico 2 N, agitando suavemente por rotación y dejando en reposo durante 24 h. Transcurrido este tiempo, el extracto se filtra por gravedad con papel de filtro Whatman núm. 40, llevándose a 50 mL con agua ultrapura. Finalmente, se toma un alícuota de 0,5 mL de la extracción ácida, se enrasa a 10 mL con una solución de ácido nítrico al 2 % y se procede a la lectura de las concentraciones a partir de curvas de calibrado. Los resultados se expresan en forma de óxidos.

$$\text{Macronutriente } (\%) = \frac{(a - b) \cdot V \cdot d}{(P \cdot 1000)} \quad [17]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración del macronutriente en la solución de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración del macronutriente en la solución del blanco.

V: volumen final de la digestión (mL).

V (mL): volumen final de la digestión.

d: factor de dilución de la muestra.

P (g): peso de la muestra.

Micronutrientes y metales pesados

Se determina la concentración de hierro (Fe), Cu, manganeso (Mn), Zn, Ni, Pb, Cd, Cr y Hg (Ecuación 18) mediante ICP-OES (Thermo Scientific) tras digestión ácida mediante reflujo con agua regia siguiendo la metodología descrita por Berrow y Stein (1983).

Para ello, se pesa 1 g de muestra y se añaden 30 mL de agua regia [HCl 6M + HNO₃ concentrado (3+1)], agitando y dejándolos reposar tapados 16 h mínimo. Transcurrido este tiempo, se conecta cada matraz a un condensador de reflujo y se hierve durante 2 h en baño termostático (Precisbat, JP Selecta, Barcelona, España) a 160 °C. Posteriormente, se deja enfriar, se lava el condensador con 30 mL de agua ultrapura y se filtra por gravedad la solución con papel de filtro Whatman núm. 40 sobre un matraz aforado de 100 mL lavando el filtro y el residuo con ácido nítrico 2 M. Finalmente, se deja enfriar, se completa el volumen con ácido nítrico 2 M y se procede a la lectura de las concentraciones a partir de curvas de calibrado.

$$\text{Micronutriente o metal pesado (mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V}{P} \quad [18]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración del micronutriente o metal pesado en la solución de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración del micronutriente o metal pesado en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la digestión.

P (g): peso de la muestra.

Cromo (VI)

Se pesan 5 g y se añaden 100 mL de agua osmotizada de alta pureza. Se agita a 100 osc·min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta) durante 2 h y se filtra por gravedad la suspensión con papel de filtro Whatman núm. 42. Seguidamente, se toman 40 mL del extracto, se añaden 5 mL de solución C [400 mL de solución A (150 mL de ácido fosfórico en 500 mL de agua) y 100 mL de solución B (200 mg de s-difenilcarbácida en 100 mL de etanol)]. Se agita, se completa con agua osmotizada de alta pureza hasta 50 mL, se vuelve a agitar y se deja en reposo 30 min. La concentración se determina mediante la medida de la absorbancia a la longitud de onda de 540 nm con un espectrofotómetro UV visible (Shimadzu) y se interpola en una curva de calibración (Ecuación 19).

$$\text{Cr VI (mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{(a-b) \cdot V \cdot V_t}{P \cdot V'} \quad [19]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración de Cr VI en el extracto de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración de Cr VI en el blanco.

V (mL): volumen añadido de solución extractora.

V_t (mL): volumen total del extracto.

V' (mL): volumen de la alícuota del extracto.

P (g): peso de la muestra.

3.5.2 Muestras de suelo

Humedad

Se sigue el procedimiento descrito anteriormente en los productos orgánicos.

Textura (densímetro Bouyoucos)

Se pesan 40 g de suelo y se añaden 100 mL de Calgón (35,7 g de metafosfato sódico y 7,94 g de carbonato sódico en 1 L de agua) y agua osmotizada de alta pureza hasta 500 mL, dejándose en reposo 20 min, de este modo se consigue la dispersión de los agregados del suelo. Transcurrido este tiempo, se vierte en el vaso de la batidora (Lomi, Madrid, España), con ayuda de agua para arrastrar bien todo el contenido, y se bate cada muestra 10 min. A continuación, se transfiere a una probeta de 1 L y se enrasa con agua. Con un émbolo metálico se agita el contenido de la probeta hasta que se logre una completa suspensión del suelo. Al sacar el émbolo se vierten unas gotas de alcohol n-amílico y se toman lecturas de densidad y temperatura a los 30 seg, 1, 3, 10, 30 y 90 min; y 24h. Con la ayuda del programa informático *Texturas* (de obtención propia) se obtienen los porcentajes de los diferentes tamaños de partículas del suelo y con la utilización del triángulo de textura de suelos se determina la textura del suelo.

pH (extracto 1:2,5)

Se pesan 20 g de muestra, se añaden 50 mL de agua y se agita la mezcla. Tras 30 min de reposo se vuelve a agitar. Se deja reposar otros 30 min, se agita y se procede a la lectura de pH mediante un pHmetro (Basic 20, Crison).

MOO

Se sigue el procedimiento descrito anteriormente en los productos orgánicos, determinación de MOO, pero en este caso se pesa 1 g de muestra.

N orgánico

Se determina mediante el análisis del N Kjeldahl descrito anteriormente en los productos orgánicos, pero en este caso se pesa 1 g de muestra.

Relación C/N

La relación C/N se calcula a partir del COO (%) y el N orgánico (%).

Carbonatos totales (calcímetro Bernard)

Tratando los carbonatos con ácido en un dispositivo cerrado, a presión y temperatura constante, el incremento de volumen es una medida directa del CO₂ desprendido

(Ecuación 20). Para ello, se pesan 0,5 g de muestra en un erlenmeyer de 100 mL. Se introduce un tubo de cristal con ácido clorhídrico 50 % y se cierra el erlenmeyer con el tapón conectado al calcímetro. A continuación, se enrasa a 0 el líquido de la rama móvil del calcímetro con el líquido de la bureta (solución saturada de NaCl y CO₂, 100g de cloruro sódico + 1 g bicarbonato sódico en 350 mL de agua + unas gotas de rojo de metilo + ácido sulfúrico diluido 1:1 hasta coloración rosa de la solución). Posteriormente, se agita el erlenmeyer para que el HCl caiga sobre la muestra y comience a desprenderse el CO₂, al mismo tiempo se irá descendiendo la rama móvil del calcímetro procurando mantener el mismo nivel de líquido en las dos ramas. Por último, se agita hasta que el nivel deje de moverse, se anota la lectura y se procede exactamente igual con el blanco (0,1 g de CaCO₃, previamente secado a 105 °C durante 2 h).

$$\text{Carbonatos totales (\%)} = 100 \cdot \frac{(L \cdot P')}{(L' \cdot P)} \quad [20]$$

Donde:

L (mL): lectura del calcímetro de la muestra.

L' (mL): lectura del calcímetro del blanco.

P (g): peso de la muestra.

P' (g): peso del blanco.

Caliza activa (calcímetro Bernard)

La caliza activa se calcula por dosificación gasométrica de CO₂ del carbonato amónico, formado al reaccionar el carbonato cálcico activo con el oxalato amónico en disolución (Ecuación 21). Para ello, se pesan 10 g de muestra, se añaden 250 mL de solución de oxalato amónico 0,2 N y se agita durante 2 h a 900 osc·min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta). Posteriormente, se filtra por gravedad con filtros plegados de uso general desechando los primeros filtrados. Se toman 25 mL en un erlenmeyer de 100 mL y se procede de la misma manera que en la determinación de los carbonatos totales tras el pesado de la muestra. Se procede exactamente igual con el blanco (0,1 g de carbonato cálcico, previamente secado a 105 °C durante 2 h) al hacer reaccionar directamente con el HCl sin pasar por la etapa del oxalato amónico.

$$\text{Caliza activa (\%)} = 100 \cdot \frac{(V \cdot P') \cdot 250}{(V' \cdot P) \cdot 25} \quad [21]$$

Donde:

V (mL): volumen de CO₂ desprendido por el extracto de la muestra.

V' (mL): volumen de CO₂ desprendido por el carbonato cálcico puro.

P (g): peso de la muestra.

P' (g): peso del blanco.

Cationes asimilables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+)

El procedimiento consiste en lavar la muestra varias veces con acetato amónico, para reemplazar los cationes de las posiciones de intercambio por los iones de amonio y determinar la concentración de Ca Mg, K y Na (Ecuación 22), por espectrofotometría de absorción atómica de llama (FAAS, AAnalyst 200, Perkin Elmer, Shelton, USA). Para ello, se pesan 10 g de muestra, se añaden 33 mL de acetato amónico 1 N agitándose la mezcla a 900 osc. $\cdot$ min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta) durante 5 min. Se centrifugan (Sigma) a 3500 rpm durante 5 min y se filtra por gravedad el sobrenadante con filtros plegados de uso general. Se repite el proceso 2 veces más, se enrasa con acetato amónico hasta un volumen de 100 mL y se procede a la lectura de las concentraciones a partir de curvas de calibrado. Los resultados se expresan en meq $\cdot$ 100 mg⁻¹.

$$\text{Cationes (mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V \cdot d}{P} \quad [22]$$

Donde:

a (mg $\cdot$ L⁻¹): concentración del catión en la solución de la muestra.

b (mg $\cdot$ L⁻¹): concentración del catión en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la extracción con acetato.

d: factor de dilución de la muestra.

P (g): peso de la muestra.

Extracción de metales asimilables con DTPA-TEA

Se determina la concentración de Fe, Cu, Mn y Zn (Ecuación 23) por FAAS (Perkin Elmer) tras extracción con ácido dietilentriaminopentacético-trietanolamina (DTPA-TEA) siguiendo la metodología descrita por Lindsay y Norwell (1978). Para ello, se pesan 20 g de muestra, se añaden 40 mL de la disolución extractante (0.005 M DTPA + 0.1 M TEA + cloruro cálcico dihidrato 0.01 M ajustado a pH 7,3 con HCl al 50 %), se agita durante 2 h a 900 osc. $\cdot$ min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta) y se filtra la solución con papel de filtro Whatman núm. 42.

$$\text{Microelemento (mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V}{P} \quad [23]$$

Donde:

a (mg $\cdot$ L⁻¹): concentración del metal en la solución de la muestra.

b (mg $\cdot$ L⁻¹): concentración del metal en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la extracción.

P (g): peso de la muestra.

Extracto de saturación (ES)

Se pesan 400 g de muestra y se añade agua osmotizada de alta pureza, mezclando con una espátula hasta alcanzar el punto de saturación. Se deja tapado con papel aluminio

hasta el día siguiente en cámara fría a 4 °C, comprobándose la saturación y rectificándose si fuera necesario. Se filtra a vacío en embudo Büchner con papel de filtro Whatman núm. 40. En esta solución se determina la conductividad eléctrica, la concentración de cationes solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+), cloruros y nitratos.

Conductividad eléctrica (CE)

Se determina mediante conductímetro (Sensor+ EC7). Los resultados se expresan en $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a 25 °C.

Cationes solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+)

Las concentraciones se determinan mediante ICP-OES (Thermo Scientific) partir de curvas de calibrado. Los resultados se expresan en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

Cloruros

Se determinan (Ecuación 24) mediante analizador de cloruros (926, Sherwood Scientific, Cambridge, UK). Para ello, se adicionan 0,5 mL del ES al vaso de reacción del analizador, que contiene un volumen establecido de tampón ácido (Sherwood Scientific). Los resultados se expresan en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

$$\text{Cloruros (mg}\cdot\text{l}^{-1}) = \frac{a \cdot 0,5}{V} \quad [24]$$

Donde:

a ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): concentración de cloruros en el extracto.

V (mL): volumen de la muestra correspondiente a la alícuota tomada.

Nitratos

Se determina siguiendo la metodología descrita en los Métodos estándar (APHA, 1992) para la determinación de agua y aguas residuales (Ecuación 25). Para ello, se toma una alícuota de 5 mL del ES y se afora a 50 mL con agua osmotizada de alta pureza. Una vez enrasado, se añade 1 mL de HCl 1 N y se agita. La concentración se determina mediante la medida de las absorbancias a las longitudes de onda 220 y 275 nm con un espectrofotómetro UV visible (Shimadzu) y se interpola en una curva de calibración. Los resultados se expresan en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

$$\text{NO}_3 \text{ (mg}\cdot\text{l}^{-1}) = \frac{(a - a') \cdot V}{V'} \quad [25]$$

Donde:

a ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): concentración de NO_3^- a 220 nm en el extracto.

a' ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): concentración de NO_3^- a 275 nm en el extracto.

V (mL): volumen final de solución.

V' (mL): volumen de alícuota del ES.

Fósforo soluble en bicarbonato sódico (P)

Se pesan 2,5 g y se añade 1,0 g de carbón activo y 50 mL de solución extractora (solución de bicarbonato sódico 0,5 M ajustada a pH 8,5 con NaOH 1 M). Se agita a 900 osc./min⁻¹ con agitador vibrador (JP Selecta) durante 30 min y se filtra por gravedad la suspensión con papel de filtro Whatman núm. 40. Seguidamente, se toma una alícuota de 10 mL del extracto y se añaden 10 mL de solución de molibdato amónico (15 g de heptamolibdato amónico tetrahidratado en 300 mL de agua osmotizada de alta pureza + 342 mL de HCl concentrado, aforándose a 1 L). Tras el desprendimiento rápido de CO₂, se agita para mezclar el contenido hasta que no haya efervescencia. Se añaden 28 mL de agua y 2 mL de la solución diluida de cloruro de estaño [0,5 mL de la solución concentrada de cloruro estannoso (10 g de cloruro estannoso dihidrato + 25 mL de HCl concentrado) + 66 mL de agua]]. Tras 10 min, se realiza la lectura de la concentración mediante la medida de la absorbancia a la longitud de onda de 660 nm con un espectrofotómetro UV visible (Shimadzu) y se interpola en una curva de calibrado (Ecuación 26).

$$P \text{ (mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V \cdot V_t}{P \cdot V'} \quad [26]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración de P en la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración de P en el blanco.

V (mL): volumen añadido de solución extractora.

V_t (mL): volumen total del extracto.

V' (mL): volumen de la alícuota del extracto.

P (g): peso de la muestra.

Micronutrientes y metales pesados

Se sigue el procedimiento descrito anteriormente en los productos orgánicos, pero en este caso se pesan 3 g de muestra.

Biomasa microbiana y actividad deshidrogenasa

Para la realización de estas determinaciones, las muestras conservadas en frío (4 °C), se sacan y se atemperan en cabina termostática (TS606/2-i, WTW, Alemania) a 20 °C durante 48 h. Transcurrido este tiempo, se pasan a través de un tamiz de 6,25 mm y se homogeneizan.

Para la biomasa microbiana (Ecuación 27), se determina la concentración de C en la biomasa microbiana mediante analizador de COT (TOC-VCSN, Shimadzu) tras fumigación con cloroformo libre de etanol y extracción con K₂SO₄ siguiendo la metodología descrita por Vance et al. (1987). La fumigación con cloroformo provoca la muerte de las células microbianas produciendo la rotura de las membranas celulares y

el vertido del contenido citoplasmático al suelo. Para ello, se pesa suelo equivalente a 25 g de peso seco, con humedad ajustada al 40 % de su capacidad de campo, que será fumigado. Simultáneamente, se prepara otra cantidad de suelo, ajustada de la misma manera, de la cual se extrae directamente el contenido de C sin fumigación.

Para la fumigación, las muestras se colocan dentro de un desecador de vacío, en el cual se pone papel de filtro húmedo en su parte inferior y un vaso de precipitados con cal sodada. Se coloca entonces un vaso con 25 mL de CHCl_3 libre de etanol con unos gránulos favorecedores de la ebullición y se aplica vacío hasta que el CHCl_3 hierva durante 2 min, tras lo cual se cierra la llave del desecador y se deja en un incubador (MLR-350, Sanyo, Japón) a 25 °C durante 24 h en la oscuridad. Tras la incubación, se abre muy despacio la llave para que salga el cloroformo y se aplica vacío varias veces hasta asegurar su eliminación completa.

Para la extracción, se añaden 100 mL de K_2SO_4 0,5 M por muestra y se agitan durante 30 min a 700 osc. $\cdot$ min⁻¹ (JP Selecta), tras lo cual rápidamente las suspensiones son filtradas con papel de filtro Whatman núm. 42. Seguidamente, los extractos se guardan a -20 °C para posterior determinación del C.

La lectura del C de la biomasa microbiana (Ecuación 28) se realiza en un analizador de COT (TOC-VCSN, Shimadzu). Las curvas de calibrado se preparan con distintas concentraciones de C total (CT) y C inorgánico (CI).

$$\text{Carbono extraído } (\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V \cdot 100}{P} \quad [27]$$

Donde:

a ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): concentración de C en la muestra.

b ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): concentración de C en el blanco.

V (mL): volumen del extractante.

P (g): peso de la muestra seca (g).

$$\text{Biomasa - C } (\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}) = \frac{E_c}{0,38} \quad [28]$$

Donde:

E_c : diferencia entre el C extraído de la muestra fumigada menos el extraído de la muestra no fumigada ($\mu\text{g C}\cdot\text{g}^{-1}$ suelo seco).

Para la actividad deshidrogenasa (Ecuación 29) se siguió la metodología descrita por Casida et al. (1964), en la que se emplea como sustrato 2,3,5-trifeniltetrazolio y se cuantifica la cantidad de trifenilformazan (TPF) formado. Para ello, se mezclan 20 g de suelo con 0,2 g de CaCO_3 y de esta mezcla se pesan 6 g a los que se les añade 1 mL de solución acuosa al 3 % de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio y 2,5 mL de agua ultrapura. Tras agitar las muestras se incuban en un baño con agitación (Unitronic orbital, JP Selecta) a 37 °C durante 24 h. Debido a la sensibilidad del TPF a la luz, los tubos

utilizados son protegidos con papel de aluminio. Terminada la incubación se añaden 10 mL de metanol y, tras agitar con agitatuos (Vortex) durante 1 min, se filtra por gravedad con papel de filtro Whatman núm. 42. Se lava cada tubo con cantidades adicionales de metanol para recoger los restos de las paredes y, una vez filtrado y lavados los filtros con metanol, se afora a 100 mL. La concentración del TPF producido se determina mediante medida de la absorbancia a la longitud de onda de 485 nm con un espectrofotómetro UV visible (Shimadzu) y se interpola en una curva de calibración.

$$\text{Actividad deshidrogenasa [} \mu\text{g TPF} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1} \text{]} = \frac{a \cdot V}{P \cdot 24} \quad [29]$$

Donde:

a ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): concentración de TPF en la muestra.

V (mL): volumen total de la extracción.

P (g): peso de la muestra seca.

3.5.3 Material vegetal

Nitrógeno total

Se determina mediante el análisis del N Kjeldahl descrito anteriormente en los productos orgánicos ya que se ha considerado el N total, dado que la cantidad de iones nitrato o nitrito representa una fracción muy pequeña por lo que se puede prescindir de ella sin error apreciable.

Micro y macronutrientes

En las muestras de material vegetal, se determina la concentración de micronutrientes [Fe, Zn, Mn, boro (B), Cu y Molibdeno (Mo)] y macronutrientes [P, K, Ca, Mg, Na y azufre (S)] mediante ICP-OES (Thermo Scientific) tras digestión nítrico-perclórica siguiendo la metodología descrita por Chapman y Pratt (1961) (Ecuaciones 30 y 31). Para ello, se pesan 0,5 g de muestra, se añaden 10 mL de ácido nítrico concentrado y tras agitar con agitatuos (Vortex) se deja en reposo 24 h. Transcurrido este tiempo, los tubos se colocan en un termobloque digestor (JP Selecta) durante 10 min a 120 °C y, seguidamente, durante 40 min a 170 °C, hasta que el volumen del ácido se reduce, aproximadamente, a la mitad. En frío se añade 2 mL de ácido perclórico al 70 % y se procede con la digestión a 200 °C. Una vez que la solución se vuelve incolora, la digestión ha finalizado. Cuando los tubos están templados, se añade agua ultrapura y se agitan. Finalmente, se enfrasan en frío, se añade una gota de tritón, para evitar la formación de depósitos de sales en el ICP-OES y facilitar el flujo en la cámara de nebulización, y se procede a la lectura de las concentraciones a partir de curvas de calibrado. De los tubos de la digestión, se toma una alícuota de 0,5 mL y se enfrasa a 10 mL con solución nítrica al 2 % para el análisis de macronutrientes.

$$\text{Micronutriente (mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{(a - b) \cdot V}{P} \quad [30]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración del micronutriente en la solución de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración del micronutriente en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la digestión.

P (g): peso de la muestra.

$$\text{Macronutriente (\%)} = \frac{(a - b) \cdot V \cdot d}{(P \cdot 10.000)} \quad [31]$$

Donde:

a (mg·L⁻¹): concentración del macronutriente en la solución de la muestra.

b (mg·L⁻¹): concentración del macronutriente en la solución del blanco.

V (mL): volumen final de la digestión.

d: factor de dilución de la muestra.

P (g): peso de la muestra.

3.5.4 Parámetros físicos y químicos de calidad del fruto

En la totalidad de frutos correspondientes a los árboles con los distintos tratamientos se analizan los parámetros de calidad siguiendo la metodología descrita por González-Sicilia (1968), con ligeras modificaciones.

Peso

Con el total de los frutos de cada réplica se determina el peso medio (g).

Diámetro de fruto

El diámetro ecuatorial se mide, en mm, mediante un calibre digital (CD-15D, Mitutoyo, Tokio, Japón).

Color del flavedo

De cada fruto, se realizan tres lecturas sobre el diámetro ecuatorial mediante un colorímetro (CR-300, Konica Minolta, Japón) (Jiménez-Cuesta et al., 1981) que proporciona los parámetros Hunter Lab (L, a y b) para el cálculo del índice de color (IC, ecuación 32).

$$\text{Índice de color} = \frac{1000 \cdot a}{L \cdot b} \quad [32]$$

Donde:

a: coloración verde (valores negativos, -60) y roja (valores positivos, +60).

b: coloración azul (valores negativos, -60) y amarilla (valores positivos, +60).

L: luminosidad, varía de 0 (negro) a 100 (blanco).

Espesor de corteza

El fruto se parte ecuatorialmente y se mide el espesor de albedo más flavedo mediante un calibre digital (CD-15D, Mitutoyo).

Contenido de zumo y de corteza más pulpa

La extracción del zumo se realiza mediante un exprimidor manual (Lomi), filtrando la pulpa. El contenido de zumo y de corteza más pulpa se expresa en porcentaje sobre el peso fresco total de la muestra.

En el zumo se determinan parámetros en el mismo día, sin embargo, parte de él se congela a -20 °C para análisis posteriores de vitamina C, flavonoides, carotenoides, ácidos orgánicos y azúcares.

Sólidos solubles totales (SST)

En las muestras se determinan los SST mediante un refractómetro (PR-32, Atago, Tokio, Japón), previa calibración con agua. La medición se realiza en escala refractométrica, cuyos valores de índice de refracción se corresponden con valores de °Brix (concentración de SST). Un °Brix ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de zumo) aproximadamente, se corresponde con una solución de sacarosa al 1 % medida a 20 °C.

Acidez total (AT)

La determinación (Ecuación 33) se realiza por volumetría, neutralizando 5 mL de zumo filtrado mediante hidróxido sódico 0,1 N utilizando fenolftaleína como indicador y se expresa como ácido cítrico (AOAC, 1980):

$$\text{Acidez (g} \cdot \text{L}^{-1}) = \frac{V \cdot N \cdot (0,064 \text{ g} \cdot \text{meq ácido cítrico}^{-1}) \cdot 1000}{V'} \quad [33]$$

Donde:

V (mL): volumen de NaOH consumido en la valoración de la muestra.

N: normalidad del NaOH.

V' (mL): volumen de zumo valorado.

Índice de madurez (IM)

Este índice es la relación existente entre los SST y el contenido en ácidos (Ecuación 34).

$$\text{Índice de madurez} = 10 \frac{E}{A} \quad [34]$$

Donde:

E (%): cantidad de azúcares totales.

A (g·L⁻¹): acidez total.

Además de los parámetros anteriores, en las muestras de zumo, tras su descongelación, se determinan las concentraciones de vitamina C, flavonoides (narirutina, hesperidina y didimina), carotenoides (β-criptoxantina y β-caroteno), ácidos orgánicos (cítrico, málico y succínico) y azúcares (fructosa, glucosa y sacarosa).

Vitamina C

Se extrae siguiendo la metodología descrita por Sdiri et al. (2012) con ligeras modificaciones, utilizando DL-ditiotreitol (DTT) como agente reductor del ácido deshidroascórbico a ácido ascórbico (ASC). Para ello, se mezclan 0,7 mL de muestra de zumo con 0,7 mL de solución de ácido metafosfórico al 5 %, se agita con agitatu-bos (Vortex) y se centrifuga (Eppendorf 5810R; Eppendorf Iberica, Madrid, España) a 4 °C durante 30 min a 12.000 rpm. Seguidamente, se mezcla 1 mL del sobrenadante con 0,2 mL de DDT y se deja en reposo 24 h en oscuridad. Transcurrido este tiempo, se filtra a través de un filtro de membrana de nylon de 0,45 μm y se analiza mediante cromatografía líquida de alta resolución con detector de arreglo de Diodos (HPLC-DAD) (Alliance Waters, Barcelona, España) a partir de calibración externa estándar. Los resultados se expresan en mg·100 mL⁻¹.

Flavonoides

Los flavonoides (narirutina, hesperidina y didimina) se extraen siguiendo la metodología descrita por Bermejo et al. (2012) con algunas modificaciones para adaptar el método a un formato de microlitros. Estos flavonoides se analizan por HPLC-DAD y HPLC-MS bajo condiciones de ionización positiva de electrospray según el método descrito por Bermejo et al. (2011). Para ello, se mezclan 0,7 mL de muestra de zumo con 0,7 mL de dimetilsulfóxido (DMSO):MeOH (1:1, v/v). Se agita con agitatu-bos (Vortex) y se centrifuga (Eppendorf Ibérica) a 4 °C durante 30 min a 12.000 rpm. El sobrenadante se filtra a través de un filtro de membrana de nylon de 0,45 μm y se analiza por HPLC-DAD y HPLC-MS en una columna de fase inversa C18. Los resultados se expresan en mg·100 mL⁻¹.

Carotenoides

Los carotenoides (β -criptoxantina y β -caroteno) se extraen siguiendo la metodología descrita por Cano y Bermejo (2011). Para ello, se mezclan 10 mL de muestra de zumo con 10 mL de acetato de etilo (0,01 % BHT) y 0,5 g de carbonato básico de magnesio. Se centrifuga (Eppendorf Iberica) a 4 °C durante 30 min a 12.000 rpm. El sobrenadante se recoge en un embudo de decantación de 250 mL y el precipitado se re-extrae con 5 mL de acetato de etilo [0,01 % BHT (2,6-di-terc-butil-4-metilfenol)]. La fase orgánica se lava 3 veces con agua saturada de NaCl, se recoge y se seca sobre una capa de sulfato de sodio anhidro. El acetato de etilo se elimina en un evaporador rotatorio al vacío a 40 °C. El residuo se disuelve en 5 mL de éter etílico y se saponifica con 2,5 mL de KOH al 20 % en metanol durante la noche en oscuridad. El extracto saponificado se transfiere a un embudo de decantación de 250 mL, se mezcla con 20 mL de dietil éter y se lava 3 veces con agua saturada de NaCl. El dietil éter se recoge, se seca con sulfato de sodio anhidro y se evapora. Las muestras secas se disuelven en 1 mL de acetato de etilo y se analizan por HPLC-DAD en una columna C30 a partir de curvas de calibración. Los resultados se expresan en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Ácidos orgánicos

La extracción de ácidos orgánicos (cítrico, málico y succínico) se realiza siguiendo la metodología descrita por Bermejo y Cano (2012) con ligeras modificaciones. Para ello, se mezclan 0,7 mL de muestra de zumo con 0,7 mL de solución de H_2SO_4 al 0,1 %. Se centrifuga (Eppendorf Iberica) a 4 °C durante 30 min a 12.000 rpm. El sobrenadante se filtra a través de un filtro de 0,45 μm , se analiza por HPLC-DAD y se confirma por cromatografía líquida de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HPLC-MS) bajo condiciones de ionización negativa de electrospray. Los resultados se expresan en $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Azúcares

La extracción de azúcares (fructosa, glucosa y sacarosa) se realiza siguiendo la metodología descrita por Bermejo y Cano (2012) con ligeras modificaciones. Para ello, 0,7 mL de muestra de zumo se centrifugan (Eppendorf Ibérica) a 4 °C durante 30 min a 12.000 rpm. El sobrenadante se filtra a través de un filtro de membrana de nylon de 0,45 μm y se analiza por un sistema HPLC equipado con una bomba HPLC Waters 515. La fructosa, glucosa y sacarosa se identifican comparando su tiempo de retención con un estándar y se cuantifican utilizando una curva de calibración externa. Los resultados se expresan en $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

3.6 Análisis estadístico

En los cuatro ensayos llevados a cabo, los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) para analizar el efecto de los tratamientos sobre los parámetros evaluados. La significación entre medias de los distintos tratamientos se analizó utilizando la prueba de la diferencia significativa (LSD) de Fisher, con un nivel de significación de $p < 0,05$. Previamente se evaluó la normalidad de todos los datos utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov. En caso de que la hipótesis de normalidad se rechazara al nivel de confianza del 95 %, los datos se transformaron mediante la función logarítmica.

En el ensayo de optimización del proceso de compostaje con diferentes proporciones de paja:lodo, la varianza de los datos transformados o no transformados se realizó mediante un análisis de varianza simple (ANOVA, Statgraphics Centurion para Windows, Statistical Graphics Corp.) dónde el factor evaluado fue la campaña (C1 y C2), con diferente ratio paja:lodo en cada una de ellas.

En el ensayo de compostaje, dónde se evaluó la viabilidad del compost obtenido de la valorización de la paja de arroz (PA) frente al compost producido habitualmente con restos de poda, se realizó una analítica similar a la descrita en el primer ensayo. En este caso el factor a analizar fue el material estructurante (paja de arroz vs. restos de poda).

En el primer ensayo en campo, aporte de compost en cítricos en riego por inundación, se hizo, igualmente, un ANOVA simple con el aporte de compost como factor. En cambio, en el segundo ensayo, en el que se analizó el efecto del aporte de productos orgánicos (paja, compost, paja+compost) en parcelas de cítricos cultivadas en riego localizado, se llevó a cabo un ANOVA multifactorial con dos factores, tratamientos y parcela. En todos los parámetros analizados se evaluó el efecto de ambos factores y de su interacción.

3.7 Estudio de los costes económicos del uso del compost como fertilizante

Para el análisis del coste económico asociado al proceso completo de valorización, de paja de arroz y lodos de EDAR, en una planta de compostaje a escala industrial, se tuvieron en cuenta exclusivamente los costes directos asociados al proceso de producción de compost, excluyendo los costes indirectos como la amortización de instalaciones y equipos, costes administrativos, seguros, impuestos y auditorías. Estas variables no fueron consideradas debido a la dificultad de estimarlas con precisión. De este modo, se incluyeron los costes de mano de obra para el funcionamiento diario dentro de la planta, así como los relativos al traslado y aplicación en campo del compost elaborado, y se excluyeron aquellos costes asociados al mantenimiento general de la planta. Por tanto, este análisis económico consideró los costes asociados a la recogida de la paja de arroz y los lodos de EDAR, el transporte a la planta de valorización y la caracterización física y química de los materiales iniciales, el pesado y la formación de

las pilas y el control del proceso de compostaje propiamente dicho. También, se incluyeron etapas como el pesado, cribado, ensacado y la caracterización física, química y microbiológica del compost obtenido, finalizando con su transporte y aplicación en campo.

Para el análisis comparativo del coste asociado al aporte de las UF de los macronutrientes principales (NPK) mediante el uso de compost frente a fertilizantes minerales, se consideró la dosis media recomendada de aporte de productos orgánicos en cultivos leñosos (Orden 10/2018). A partir de esta dosis y conociendo su composición, se calculó la fracción NPK que se mineraliza en un año, lo que permitió establecer valores comparables a esas mismas cantidades NPK aportadas mediante FM.

Para el cálculo del coste por UF se consideró el precio medio de venta del compost ($\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}$) establecido por las EDAR, así como, el coste relacionado con su aplicación en campo, y el precio de las UF promedio (CE, 2024) aplicadas con abonos minerales y el coste de su aplicación mediante fertirrigación.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en los cuatro ensayos realizados. En primer lugar, se muestran los resultados de la optimización del proceso industrial de compostaje de paja de arroz y lodos de depuradora (apartado 4.1). A continuación, se evalúa el efecto del material estructurante en la calidad del compost (apartado 4.2). Posteriormente, se presentan los resultados de los ensayos de aplicación de productos orgánicos en campo tanto en riego por inundación como en localizado a goteo (apartado 4.3). Por último, se describe la evaluación de los costes de valorización de la paja de arroz y los lodos de depuradora mediante compostaje y su aplicación en campo como fertilizante (apartado 4.4).

4.1 COMPOSTAJE INDUSTRIAL DE PAJA DE ARROZ Y LODOS DE EDAR

En este apartado se exponen los resultados obtenidos de los ensayos de compostaje llevados a cabo durante dos campañas (C1 y C2). En primer lugar, se describen las características de los materiales de partida, paja de arroz y lodos de depuradora (PA1, LD1, PA2 y LD2) y las mezclas iniciales (MI1 y MI2). Posteriormente, se analiza el efecto del aporte de distintas proporciones de paja en el proceso de compostaje, así como, en el rendimiento del proceso y las características analíticas del compost obtenido.

4.1.1 Características de los materiales de partida y las mezclas iniciales

La humedad, el pH y la CE de la paja, los lodos y la mezcla inicial se caracterizaron inicialmente de forma independiente en cada campaña (Tabla 5). Aunque la paja se cosechó en C2 en arrozales distintos de los de la primera campaña y los lodos no procedían de las mismas EDAR, los valores obtenidos para estos parámetros no difirieron estadísticamente, excepto en el contenido de la humedad. La paja de la segunda campaña (PA2) presentó valores de humedad significativamente más elevados (16,6 %) que PA1 (7,03 %). Sin embargo, a pesar de estas diferencias, la paja contrarrestó la humedad excesiva de los lodos en las dos campañas. En cuanto a las mezclas iniciales, éstas presentaron contenidos adecuados de humedad: 73,5 y 69,9 % en MI1 y MI2, respectivamente, teniendo en cuenta que un rango de 60-70 % proporciona la máxima actividad microbiana en un proceso de compostaje (Liang et al., 2003). El pH de ambas mezclas fue también adecuado (7,22 en MI1 y 7,53 en MI2) ya que, aunque los microorganismos responsables de la degradación pueden actuar en un amplio rango de pH, se recomiendan valores entre 5,5 y 8,5 debido a que la mayoría de las enzimas presentes en los microorganismos están activas dentro de este intervalo (Neves et al., 2021).

La mayor cantidad de paja utilizada en C2, junto con un pH ligeramente más elevado en PA2, dio lugar a una MI2 de pH significativamente más alto que MI1. Además, MI2 mostró una CE más baja (5,52 dS·m⁻¹) que MI1 (8,12 dS·m⁻¹), posiblemente debido a la

menor conductividad de los materiales de partida, parámetro que no fue posible determinar en la paja debido a su naturaleza higroscópica.

Tabla 5. Humedad, pH y conductividad eléctrica en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.

Parámetros ¹	PA1 ²	PA2 ²	AE ³	LD1 ⁴	LD2 ⁴	AE	MI1 ⁵	MI2 ⁵	AE
Humedad (%)	7,03	16,6	**	84,5	81,1	ns	73,5	69,9	**
pH (1:25)	8,04	8,25	ns	7,40	7,40	ns	7,22	7,53	**
CE (1:5) (dS·m ⁻¹)	--	--	--	7,53	6,32	ns	8,12	5,52	***

¹CE: conductividad eléctrica a 25 °C. ²PA1: paja de arroz en campaña 1; PA2: paja de arroz en campaña 2. ³AE: análisis estadístico entre campañas, ANOVA. ns: sin diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$. ** Significativo para $p < 0.01$. *** Significativo para $p < 0.001$ (LSD-Fisher). ⁴LD1: lodo de depuradora en campaña 1; LD2: lodo de depuradora en campaña 2. ⁵MI1: mezcla inicial en campaña 1 (PA:LD 1:8); MI2: mezcla inicial en campaña 2 (PA:LD 1:6).

El carbono total (CT) está formado por el orgánico total (COT) y el inorgánico (CI) en forma de carbonatos y bicarbonatos. El COT generalmente representa más del 90 % del CT en los compost (Azim et al., 2018). Dentro del COT hay una fracción, el carbono orgánico oxidable (COO), que puede ser descompuesta más fácilmente a través de procesos de oxidación y que tiende a ser más accesible para los microorganismos. En las mezclas iniciales no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de COT y de COO, a pesar de que sí que hubo diferencias significativas en estos mismos parámetros en LD1 y LD2, y la proporción de paja fue mayor en C2 (Tabla 6).

Tabla 6. Concentración de carbono orgánico total, carbono orgánico oxidable, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.

Parámetros ¹	PA1 ²	PA2 ²	AE ³	LD1 ⁴	LD2 ⁴	AE	MI1 ⁵	MI2 ⁵	AE
COT (%)	47,7	46,8	ns	38,0	37,3	**	42,0	41,7	ns
COO (%)	43,9	42,7	ns	30,9	27,7	*	33,6	33,3	ns
EHT (%)	14,4	16,2	**	17,3	16,6	ns	14,7	17,1	***
AH (%)	4,80	7,82	***	6,80	3,78	***	4,93	6,00	*
AF (%)	9,57	8,36	*	10,4	12,8	ns	9,76	11,1	ns

¹COT: carbono orgánico total; COO: carbono orgánico oxidable; EHT: extracto húmico total; AH: ácidos húmicos; AF: ácidos fúlvicos. Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3,4,5}Ver tabla 5.

Las sustancias húmicas (EHT), una importante reserva de CO en suelos y medios acuáticos, se dividen en huminas (fracción que no es soluble en agua a ningún pH), ácidos húmicos (AH, fracción que no es soluble en agua en condiciones ácidas) y ácidos fúlvicos (AF, fracción soluble en agua en todas las condiciones de pH) (Aiken et al., 1985). En estos parámetros, la paja de C2 presentó concentraciones significativamente más elevadas de EHT y AH que la paja de C1.

Estas concentraciones más elevadas, junto con la mayor proporción de paja utilizada durante C2, produjeron una mezcla inicial con una concentración significativamente mayor de EHT y AH (Tabla 6).

Los microorganismos en los procesos de compostaje requieren no sólo de una fuente de energía (CO degradable) sino también de N para su desarrollo y actividad (Bernal et al., 2009). Las concentraciones de N total en los materiales de partida y en las mezclas iniciales mostraron diferencias significativas entre campañas (Tabla 7). Así, el N orgánico en PA1 fue la mitad que en PA2, probablemente debido a diferentes condiciones de almacenamiento que produjeron importantes pérdidas de N en la primera campaña. Estas diferencias no se encontraron en las mezclas iniciales dado que el N fue aportado principalmente por los lodos. En cuanto al N mineral, sólo se observaron diferencias significativas en la fracción N-NO_3^- . De hecho, LD2 mostró menores valores que LD1 (453 y 2.047 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente), lo que se tradujo en concentraciones más bajas de N-NO_3^- en MI2 que en MI1.

Tabla 7. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de macronutrientes en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.

Parámetros ¹	PA1 ²	PA2 ²	AE ³	LD1 ⁴	LD2 ⁴	AE	MI1 ⁵	MI2 ⁵	AE
N orgánico (%)	0,775	1,33	***	3,88	3,52	**	2,50	2,67	ns
N-NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	146	75,5	ns	9.705	11.848	ns	5.387	7.572	ns
N-NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	142	113	ns	2.047	453	***	937	216	***
N total (%)	0,798	1,35	**	5,05	4,75	**	3,13	3,45	*
Relación C/N	60,4	35,1	**	7,53	7,85	**	13,5	12,1	*
P_2O_5 (%)	0,242	0,269	ns	5,09	6,97	***	3,02	4,14	***
K_2O (%)	1,33	0,827	*	0,295	0,195	**	0,981	0,531	***
CaO (%)	0,633	2,06	***	7,09	7,05	ns	4,28	4,80	*
MgO (%)	0,352	0,638	**	1,01	0,741	**	0,757	0,655	ns
Na_2O (%)	0,0771	0,127	*	0,443	0,135	***	0,310	0,139	***

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3,4,5}Ver tabla 5.

Una relación C/N adecuada en la mezcla inicial es esencial para asegurar una apropiada degradación de los materiales, mediante la actividad microbiológica, a lo largo del proceso. Las relaciones C/N de MI1 y MI2 fueron 13,5 y 12,1, respectivamente (Tabla 7), lo que dista mucho del intervalo de 25 a 35 que suele considerarse como rango óptimo (Bernal et al., 2009). Sin embargo, en un estudio sobre la influencia de diferentes relaciones C/N en la actividad microbiológica de distintas mezclas de paja de arroz y lodos de EDAR, Roca-Pérez et al. (2005) indicaron que relaciones en torno a 17 son adecuadas, ya que conducen a un mayor crecimiento de microorganismos y a una mejor homogeneidad de la mezcla, favoreciendo la actividad microbiana.

Asimismo, Ferrer et al. (2002) obtuvieron un compost de calidad a partir de lodos de EDAR y paja de arroz, en un estudio sobre los efectos de la adición de urea y la inoculación de extracto de compost de RSU en el compostaje de lodos con paja de arroz, con relaciones C/N en las mezclas iniciales entre 11,8 y 13,7.

Además, los lodos mostraron una mayor concentración de macronutrientes que la paja de arroz, excepto en el caso del K (Tabla 7), debido a que es un elemento altamente soluble en agua y permanece disuelto en el efluente durante el proceso de tratamiento de aguas residuales (Moretti et al., 2015). La concentración de macronutrientes de los materiales de partida varió entre el primer y segundo año, debido a la distinta procedencia de las aguas residuales tratadas en las EDAR y al origen de la paja, que provenían de cosechas de diferentes campañas. De forma general, los valores obtenidos para ambos materiales coincidieron con el rango reportado por Iranzo et al. (2004) en la caracterización de 30 muestras de paja de arroz procedentes de tres cosechas consecutivas y diferentes zonas del PNA, así como de siete muestras de lodos de EDAR, tomadas en dos años consecutivos, para su uso como material de compostaje. Las diferencias significativas en estos materiales originaron concentraciones significativamente distintas en las mezclas iniciales en todos los macronutrientes excepto en el Mg. Ambas mezclas presentaron valores nutricionales destacables, especialmente de P, que fue superior a los obtenidos en estudios previos con mezclas de paja de arroz y lodos de EDAR (Roca-Pérez et al., 2009).

Tabla 8. Concentración de micronutrientes y metales pesados en los materiales de partida y en las mezclas iniciales.

Parámetros ¹	PA1 ²	PA2 ²	AE ³	LD1 ⁴	LD2 ⁴	AE	MI1 ⁵	MI2 ⁵	AE
Fe (mg·kg ⁻¹)	1.477	752	ns	35.135	32.946	*	19.835	19.895	ns
Cu (mg·kg ⁻¹)	6,35	9,03	ns	111	181	ns	63,4	72,8	**
Mn (mg·kg ⁻¹)	94,5	85,6	ns	107	112	ns	91,4	103	*
Zn (mg·kg ⁻¹)	39,8	62,8	*	651	781	**	371	488	***
Ni (mg·kg ⁻¹)	4,07	4,74	ns	51,7	42,7	**	26,4	22,3	**
Pb (mg·kg ⁻¹)	3,05	3,62	ns	55,8	43,6	***	31,0	26,4	**
Cd (mg·kg ⁻¹)	0,0744	0,0684	ns	2,51	1,91	***	1,37	1,24	*
Cr (mg·kg ⁻¹)	7,60	11,6	*	84,1	169	***	39,4	95,4	***

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3,4,5}Ver tabla 5.

Los lodos presentaron concentraciones considerablemente más elevadas de micronutrientes y metales pesados que la paja (Tabla 4). Los metales pesados, normales en las aguas residuales industriales y domésticas, proceden de diferentes fuentes de residuos, como baterías, pinturas, fertilizantes, pesticidas, pigmentos y tuberías galvanizadas (Gakwisiri et al., 2015; Kumar et al., 2015). Los lodos empleados en ambas campañas no superaban los valores límites vigentes en ese momento para los lodos

tratados (RD 1310/1990) y productos fertilizantes (RD 506/2013). Al igual que en los macronutrientes, las diferencias en los materiales de partida dieron lugar a concentraciones significativamente distintas en las mezclas de casi todos los micronutrientes y metales pesados (Zn, Ni, Pb, Cd y Cr). Sin embargo, se obtuvieron valores similares de Fe en ambas mezclas iniciales, a pesar de las diferencias significativas en los lodos de partida. Por el contrario, y, aunque ni la paja ni los lodos iniciales de ambas campañas tuvieron concentraciones significativamente diferentes de Cu y Mn, las mezclas iniciales presentaron valores diferentes, probablemente debido a las distintas relaciones PA:LD empleadas en cada campaña.

4.1.2 Proceso de compostaje

La temperatura y la aireación son parámetros esenciales en un proceso de compostaje (Zhao et al., 2016). Así, una aireación adecuada permite controlar la temperatura, elimina el exceso de humedad y CO₂, y proporciona O₂ para los procesos biológicos (Bernal et al., 2009). En cuanto a estos parámetros, en la primera campaña, el proceso se desarrolló con temperaturas por debajo de 55 °C (Figura 10). Estas temperaturas, si bien permiten una mayor pérdida de masa al maximizar la tasa de biodegradación (Stentiford et al., 1996), no son higienizantes (> 55 °C), registrándose el valor máximo de 53 °C en los días 88 y 89. Sin embargo, los análisis microbiológicos del compost final mostraron concentraciones de *Escherichia coli* inferiores a 1000 MPN·g⁻¹ y ausencia de *Salmonella* spp en 25 g de muestra representativa, cumpliendo con los requisitos marcados en la legislación (RD 506/2013). La dificultad para alcanzar temperaturas elevadas se debió, probablemente, a la estabilidad inicial de los lodos empleados. Maulini-Duran et al. (2013) demostraron que los procesos de compostaje de lodos de depuradora, tratados biológicamente por digestión anaerobia, alcanzaban temperaturas más bajas que el compostaje de lodos crudos debido a la importante estabilización de la MO en los primeros.

En la segunda campaña, se consideró que un aumento de la proporción inicial de paja de arroz podría favorecer un proceso más vigoroso y aumentar así, también, la capacidad de gestión de la paja en la instalación comercial. Por ello, en C2, se utilizó la proporción PA:LD de 1:6 (p:p). Esta proporción permitió alcanzar temperaturas más elevadas, de 67 a 70 °C entre 40 y 48 días de compostaje (Figura 10). El compost obtenido cumplió los requisitos sanitarios anteriormente comentados. En ambos procesos, tras 127 días de compostaje, la temperatura no presentó grandes cambios tras los volteos, lo que indicó el inicio de la fase de maduración.

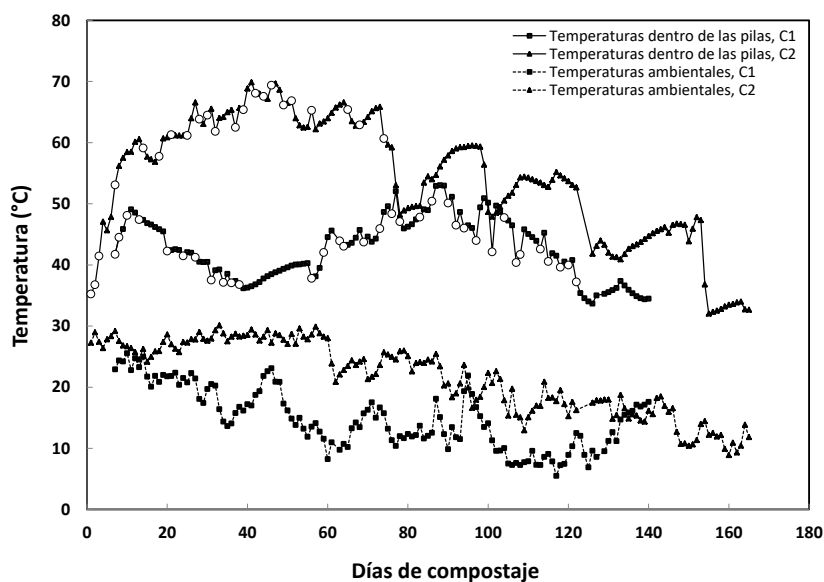


Figura 10. Evolución de la temperatura ambiental y del interior de las pilas durante el proceso de compostaje. Círculos blancos indican volteos (o).

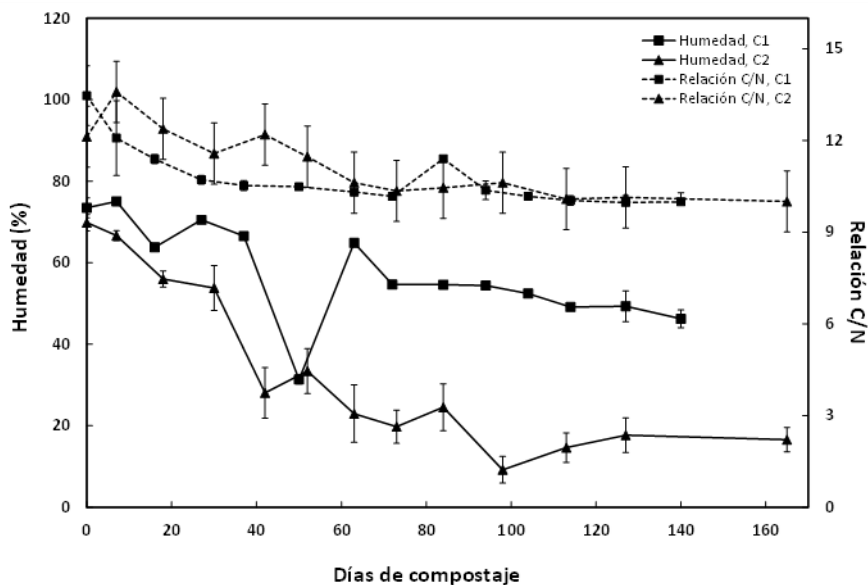


Figura 11. Evolución del contenido de humedad y relación C/N durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar (n=8).

Además de la temperatura, el contenido de humedad y la relación C/N también influyen en gran medida en la actividad microbiana (Figura 11). La humedad de las pilas

disminuyó durante los primeros 50 días tanto en C1 como en C2. Este descenso estuvo acompañado de una disminución de la temperatura en C1, pero no en C2. Cuando la humedad es inferior al 30-35 %, el proceso puede detenerse prematuramente, inhibiendo notablemente la actividad microbológica y provocando, a su vez, una reducción de la temperatura (Stentiford et al., 1996). Debido a esto, en la primera campaña, se realizó un riego intensivo en cuanto se detectó el descenso de las temperaturas. Sin embargo, en C2, no se realizó ningún riego porque las temperaturas indicaban un progreso adecuado del proceso.

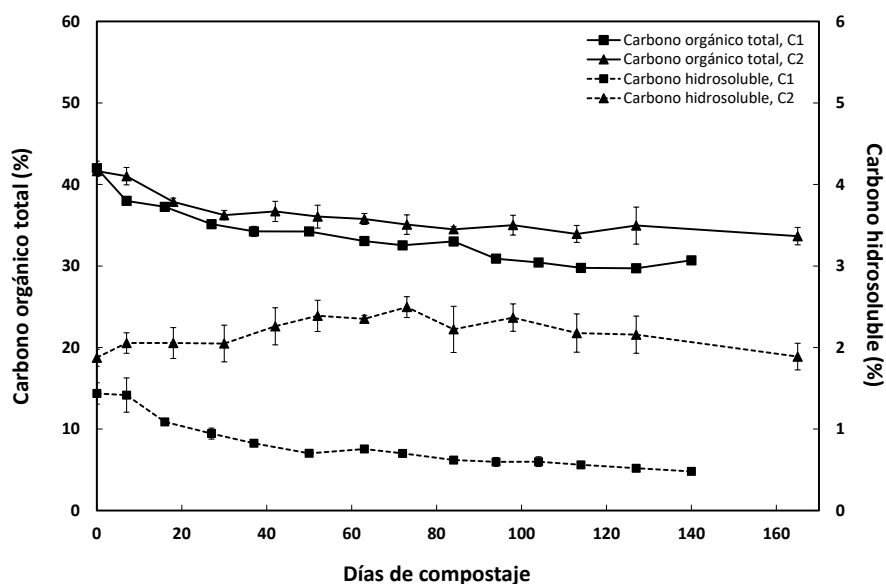


Figura 12. Evolución del contenido de carbono orgánico total e hidrosoluble durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n=8$).

Durante ambas campañas, la relación C/N disminuyó gradualmente hasta estabilizarse al final del compostaje (Figura 11). Esta tendencia es habitual en este tipo de procesos y coincide con otros estudios de compostaje de lodos de EDAR con diferentes materiales estructurantes (Moretti et al., 2015).

La reducción del COT y C hidrosoluble respalda la disminución de la relación C/N (Figura 12). Al final del compostaje, la concentración de COT se redujo un 27 % en C1 frente al 19 % en C2 respecto al valor inicial del proceso. La degradación microbiana, que provoca la descomposición y pérdida de MO y, por tanto, del COT, se habría visto favorecida durante la primera campaña por las condiciones de humedad, y por una mayor homogeneidad del material debido a la menor proporción PA:LD. El contenido de C hidrosoluble es un indicador de las cantidades de compuestos fácilmente degradables presentes o generadas a partir de materiales orgánicos (Canet et al., 2004).

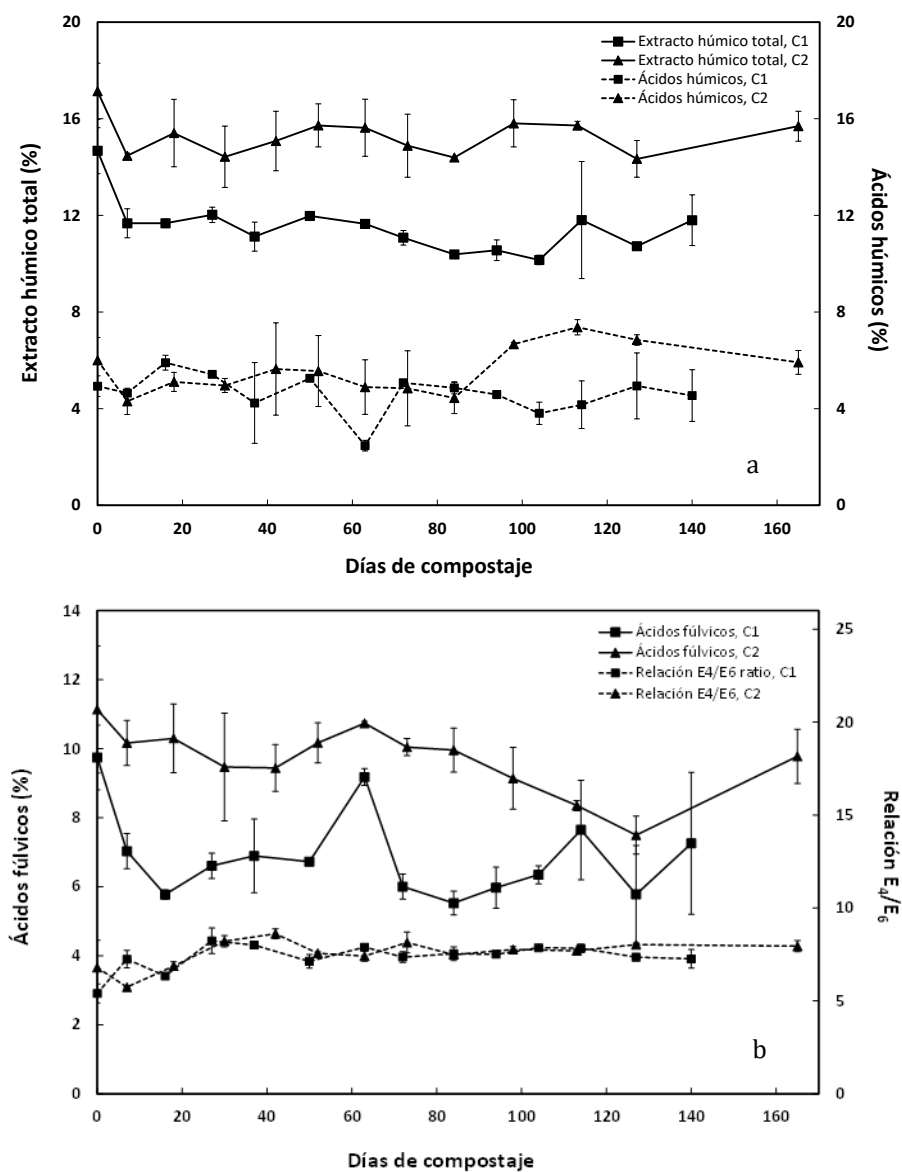


Figura 13. Evolución de la concentración del extracto húmico total y ácidos húmicos (a) y de ácidos fúlvicos y relación E₄/E₆ de los ácidos húmicos (b) durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar (n=8).

Los valores iniciales de 1,44 % y 1,88 % para MI1 y MI2, respectivamente, fueron más bajos que los generados habitualmente en mezclas con otras materias primas, debido a la relativa estabilidad inicial de los lodos previamente digeridos. De hecho, Sánchez-Monedero et al. (2001) obtuvieron una concentración de C hidrosoluble del 2,43 % para una mezcla inicial de lodos de depuradora aerobios primarios y residuos de algodón. Durante C1, el C hidrosoluble disminuyó en un 67 % a lo largo el proceso (Figura 12). Sin embargo, en C2, la concentración permaneció más o menos estable debido a la mayor cantidad de material estructurante en esta campaña. El valor final fue prácticamente similar al valor inicial (1,89 %), como resultado de un equilibrio entre las tasas de despolimerización de los compuestos orgánicos y la mineralización de las fracciones lábiles.

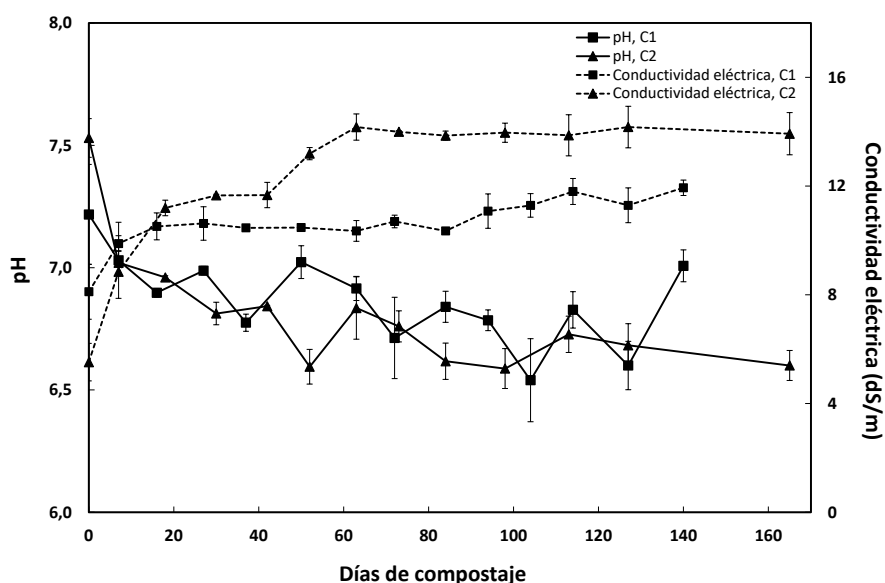


Figura 14. Evolución del pH y conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n=8$).

La evaluación del grado de humificación de la MO durante el compostaje es un criterio agronómico para evaluar la calidad del compost (El-Rhman et al., 2018). La humificación de la MO durante el compostaje se evidencia por la formación de AH de mayor peso molecular con estructuras aromáticas y grupos funcionales (Bernal et al., 2009).

A medida que avanza el proceso, aumentan los AH, mientras que la fracción de AF disminuye o permanece sin cambios (Tuomela et al., 2000; Bernal et al., 2009). Estos parámetros (EHT, AH, AF y la relación E_4/E_6) presentaron gran variabilidad en ambas campañas, como lo indican las desviaciones estándar (Figura 13). Canet y Pomares

(1995) también remarcaron esta variabilidad en un estudio de compostaje de RSU a escala industrial.

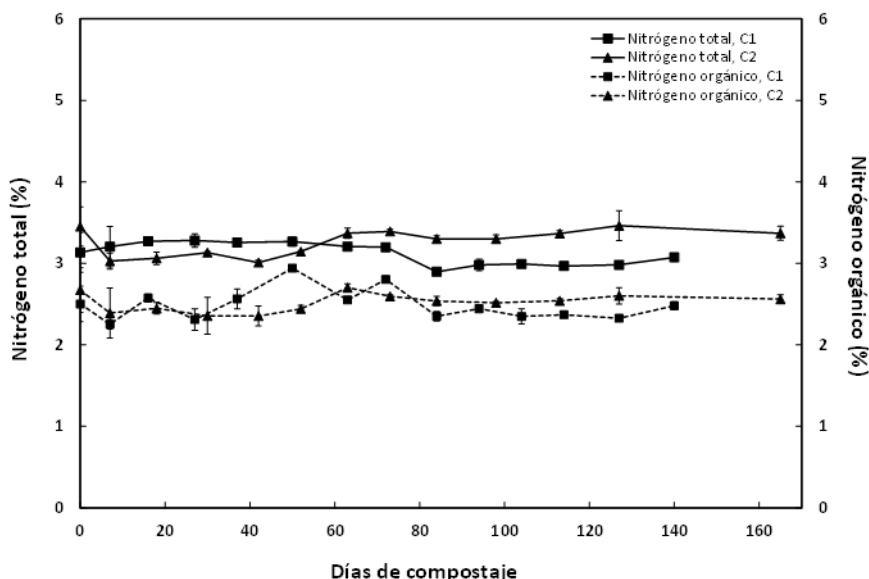


Figura 15. Evolución del contenido de nitrógeno total y orgánico durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n=8$).

La actividad microbiana durante un proceso de compostaje se ve favorecida por un pH entre 5,5 y 8,0 (Bernal et al., 2009). Durante ambas campañas, los valores de pH se encontraron dentro de este rango (Figura 14). Además, el pH suele evolucionar hacia la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Márquez et al., 2008). En nuestro caso, el pH al inicio del compostaje fue ligeramente alcalino, probablemente debido a la gran cantidad de amonio liberado de los componentes de N presentes en los lodos. Sin embargo, gran parte del proceso se desarrolló con valores inferiores a siete debido a la producción de ácidos orgánicos por la degradación de carbohidratos y lípidos (El-Rhaman et al., 2018).

En las primeras semanas de ambas campañas se observó un aumento muy acusado de la CE. Según Gómez-Brandón et al. (2008) éste pudo ser provocado por la liberación de sales solubles, como el amonio y el fosfato, resultantes de la descomposición de sustratos orgánicos fácilmente biodegradables (Figura 14). Sin embargo, estos valores se estabilizaron a medida que avanzó el proceso como resultado de un equilibrio entre el aumento de la concentración de sales debido a la desaparición de la MO, y su disminución debida a la volatilización del amoníaco, la solubilización de compuestos solubles en agua y la precipitación de sales minerales (Rashad et al., 2010). En la segunda campaña, la incorporación de una mayor cantidad de paja incrementó el grado de salinidad un 152 % entre la muestra inicial y final, frente al 47 % observado en C1.

Durante el proceso de compostaje, el N se pierde por volatilización en forma de NH_3 , lixiviación y desnitrificación. Al mismo tiempo, la concentración de N aumenta como consecuencia de un efecto de concentración debido a la reducción del peso de la pila. Como resultado de ambas situaciones, la concentración de N total al inicio y al final del proceso (Figura 15) fue similar en ambas campañas (3,13 y 3,07 % y 3,45 y 3,37 % N inicial y final, para C1 y C2, respectivamente).

Las concentraciones de N mineral (Figura 16), N-NH_4^+ y N-NO_3^- variaron a lo largo del compostaje en ambas campañas. En C1, la concentración de N-NH_4^+ disminuyó un 4 %, tras 140 días de compostaje. En los procesos de compostaje, las pérdidas de amonio suelen atribuirse principalmente a los procesos de volatilización y nitrificación (Paredes et al., 2002). Dado que los valores moderados de pH (< 8) observados no favorecieron la volatilización (Martins et al., 1992), es probable que la reducción detectada se deba principalmente a la nitrificación del amonio. Por el contrario, durante C2, la concentración de N-NH_4^+ aumentó un 5 %, después de 165 días de compostaje. Probablemente hubo un predominio de la amonificación, proceso mediante el que se transforma el N orgánico en amonio (El-Rhaman et al., 2018), debido a una mayor disponibilidad de materia orgánica fácilmente disponible, tal y como indican los valores de C hidrosoluble.

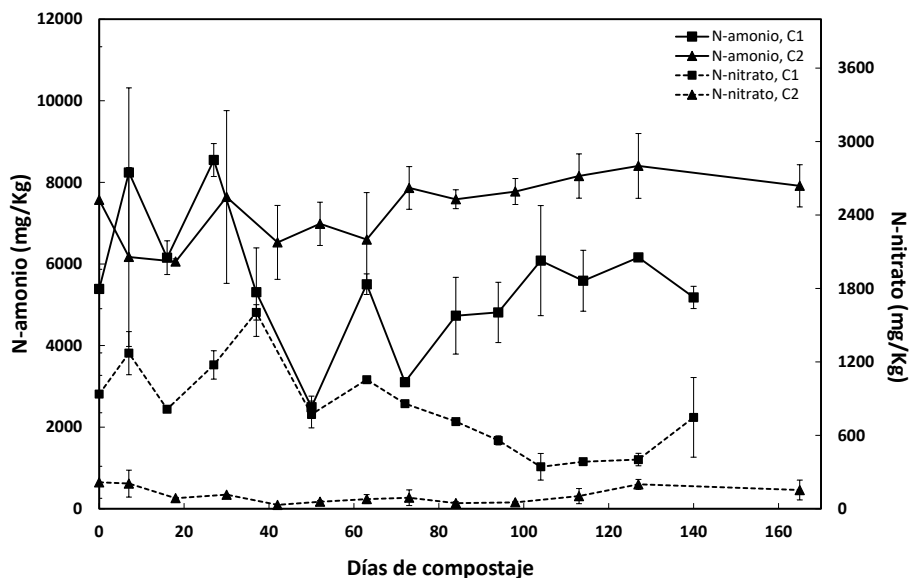


Figura 16. Evolución del contenido de nitrógeno amoniacal y nítrico durante el proceso de compostaje. Las barras verticales indican la desviación estándar ($n=8$).

El incremento de N-NO_3^- que normalmente se observa al final de un compostaje, no se apreció en ninguna de las dos campañas. La posibilidad de que se hubiera perdido por

lixiviación queda descartada, ya que las condiciones bajo las cuales se llevó a cabo el compostaje, con pilas construidas bajo cubierta para evitar la influencia de posibles precipitaciones, y riego ocasional (uno en C1) o nulo (en C2), limitaron la formación de lixiviados. En C1, el N-NO_3^- pudo perderse por desnitrificación, sin embargo, el mayor aporte de paja en C2 dio lugar a valores de TOC y C hidrosoluble que sugirieron una ralentización del proceso y, por tanto, de la nitrificación.

4.1.3 Parámetros físicos y químicos del compost obtenido

Una vez completado el proceso, las mezclas compostadas se cribaron para su caracterización y uso agrícola posterior. En C1 se obtuvo una media de 14.135 kg de compost por pila (peso fresco) y de 7.960 kg en C2.

En la segunda campaña se empleó más paja de arroz para producir un kg de compost en comparación con la primera (Tabla 9), por tanto, el proceso de compostaje en C2 ha permitido valorizar mayor cantidad de paja. Este aumento del material estructurante en C2 dio lugar a rendimientos significativamente inferiores en peso húmedo, pero similares en peso seco, lo que sugiere que los cambios se debieron principalmente a pérdidas de agua.

En ambas campañas, la granulometría del compost cumplió los requisitos de la legislación vigente (RD 999/2017). Como resultado de los bajos contenidos de humedad durante todo el proceso, el compost en C2 (26,2 %) fue significativamente más seco que el compost de C1 (46,2 %), cumpliendo el requisito legislativo del 40 % de humedad máxima (RD 999/2017). Los valores de pH (Tabla 10) en ambos compost 6,94 y 6,96; en C1 y C2, respectivamente, se encontraron dentro del rango recomendado según estudios previos (Jusoh et al., 2013). De hecho, estos valores neutros son especialmente interesantes para su aplicación en suelos alcalinos como los que se encuentran en la Comunidad Valenciana.

Tabla 9. Eficiencia del uso de paja en el compost y rendimiento obtenido en el ensayo.

Parámetro ¹	C1 ²	C2 ²	AE ³
Compost/PA (kg·kg ⁻¹)	1,97	1,29	**
PA/Compost (kg·kg ⁻¹)	0,510	0,774	*
Rendimiento (% peso fresco) ⁴	21,9	18,6	*
Rendimiento (% peso seco)	48,9	48,6	ns

¹PA: paja de arroz inicial. Masa expresada sobre peso fresco. ²C1: Campaña 1; C2: Campaña 2. ³AE: análisis estadístico, efecto del ratio PA:LD sobre los parámetros analizados, ANOVA. ns: sin diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$. ** Significativo para $p < 0.01$. *** Significativo para $p < 0.001$ (LSD-Fisher). ⁴Rendimiento: $((\text{compost generado (kg)})/[(\text{PA}+\text{LD})(\text{kg})]) \cdot 100$

Por otro lado, la CE en los compost obtenidos fue significativamente diferente entre campañas, con valores, a su vez, más altos que los de las mezclas iniciales, debido a la

falta de riego y a la concentración de sales como resultado de la reducción de los materiales que formaban la pila (Tabla 10). Ambos compost presentaron valores elevados de CE lo que debería tenerse en cuenta en las dosis a aportar en campo. Sin embargo, la mejora de la estructura del suelo que se produce al aplicar el compost podría facilitar el lavado de sales y, en consecuencia, mitigar los problemas de salinidad que pudieran generarse.

Tabla 10. Humedad, pH y conductividad eléctrica de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	C1 ²	C2 ²	AE ³
Humedad (%)	46,2	26,2	***
pH (1:25)	6,94	6,96	ns
CE (1:5) (dS·m ⁻¹)	11,9	14,7	***

¹CE: conductividad eléctrica a 25 °C. ²C1: Compost obtenido en la campaña 1; C2: Compost obtenido en la campaña 2. ³AE: análisis estadístico, efecto del ratio PA:LD sobre los parámetros analizados, ANOVA. ns: sin diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$. ** Significativo para $p < 0.01$. *** Significativo para $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

La concentración de MO (Tabla 11) fue de 52,4 % y 56,5 % en el compost de C1 y de C2, respectivamente, siendo superior al contenido mínimo (35 %) indicado en la legislación (RD 999/2017). Aunque no se observaron diferencias significativas en las mezclas iniciales, y debido a la diferente evolución de la MO durante el proceso, los valores de COT y COO en los compost generados difirieron significativamente.

Tabla 11. Concentración de carbono orgánico total, orgánico oxidable e hidrosoluble, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	C1 ²	C2 ²	AE ³
MOT (%)	52,4	56,5	***
COT (%)	30,4	32,8	***
COO (%)	23,5	28,1	***
C hidrosoluble (%)	0,48	1,86	***
EHT (%)	9,62	15,6	***
AH (%)	4,28	8,38	***
AF (%)	5,34	7,17	***

¹COT: carbono orgánico total; COO: carbono orgánico oxidable; EHT: extracto húmico total; AH: ácidos húmicos; AF: ácidos fúlvicos. Todos los datos están expresados sobre peso seco. ² C1: Compost obtenido en la campaña 1; C2: Compost obtenido en la campaña 2. ³Ver tabla 10.

La mayor cantidad de paja empleada en C2 habría ralentizado el proceso al aumentar la presencia de componentes vegetales de difícil degradación como la celulosa, la hemicelulosa y, especialmente, la lignina. En este sentido, Jouraiphy et al. (2005) observaron que, tras 135 días de compostaje de lodos y residuos verdes, solo se degradaba el 61 y el 70 % de la celulosa y la hemicelulosa, respectivamente, y el 37 % de la lignina. El proceso más lento en la segunda campaña dio lugar a un compost menos

maduro, tal y como indican los valores de C hidrosoluble (1,86 % en el compost de C2 frente a 0,48 % en el compost de C1), a pesar de que duró más días que el primero. Diversos estudios se han realizado para establecer los valores de C hidrosoluble correspondientes a un compost maduro. De este modo, Bernal et al. (1998), tras analizar compost provenientes de una amplia gama de residuos, establecieron como límite, para considerar un compost maduro, un valor inferior al 1,7 %. Por su parte, Hue y Liu (1995) fijaron este límite en el 1 %. A la luz de estos parámetros, el compost de C1 se clasificaría como maduro, mientras que el C2 no podría considerarse como tal.

Asimismo, los compost difirieron en el contenido de EHT, al igual que las mezclas de partida, con valores de 9,62 en el compost de C1 y de 15,6 % en el compost de C2 (Tabla 11). Los porcentajes de AH y AF fueron superiores significativamente en la segunda campaña. Estos valores obtenidos son similares a los indicados por Zhao et al. (2016) en un compostaje a partir, también, de paja y lodos de depuradora (13,4 % de EHT; 7,97 % de AH y 5,21 % de AF).

Por otro lado, la concentración de N total en el compost de C2 fue superior significativamente a la de C1 (Tabla 12).

Tabla 12. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de macronutrientes de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	C1 ²	C2 ²	AE ³
N orgánico (%)	2,32	2,52	***
N-NH ₄ ⁺ (mg·kg ⁻¹)	6.170	8.510	***
N-NO ₃ ⁻ (mg·kg ⁻¹)	791	58,9	***
N total (%)	3,02	3,38	***
Relación C/N	10,1	9,72	**
P ₂ O ₅ (%)	4,44	5,41	***
K ₂ O (%)	1,40	0,953	***
CaO (%)	8,19	7,23	***
MgO (%)	1,25	0,968	***
Na ₂ O (%)	0,498	0,291	***

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3}Ver tabla 10.

A pesar de los numerosos volteos realizados durante el proceso compostaje en ambas campañas, los compost resultantes presentaron concentraciones de N total similares a las de las mezclas iniciales, lo que indicó una conservación del N. Por lo que los valores encontrados fueron superiores a los reportados por otros autores (1,80 y 1,86 %) en compost de paja de arroz y lodos de EDAR (Jusoh et al., 2013 y Zhao et al., 2016). Además, fueron más altos en comparación con la mayoría de las concentraciones encontradas en estiércoles (Rayne et al., 2020; Dadrasnia et al., 2021), lo que demuestra

su interesante potencial como fertilizante nitrogenado. Los valores finales de la relación C/N de 10,1 y 9,72 para el compost de C1 y C2, respectivamente (Tabla 12) cumplieron con el requisito de ser inferiores a 20, de la legislación para productos fertilizantes (RD 999/2017) y estuvieron en concordancia con los considerados por Fialho et al. (2010), quienes estimaron un valor final óptimo de alrededor de 10, lo cual indica una actividad microbiana lenta y la estabilización del material.

Los contenidos de macronutrientes aumentaron respecto a las mezclas iniciales en ambos procesos debido a la disminución de la masa total (Tabla 13), siendo diferentes significativamente entre campañas, dentro de unos intervalos considerados agronómicamente viables. Asimismo, los valores obtenidos fueron similares a los reportados por Ferrer et al. (2002) en un compost elaborado a partir también de paja de arroz y lodos de EDAR [P_2O_5 (4,97 %), K_2O (1,04 %), MgO (1,25 %) y Na_2O (0,31 %)].

Tabla 13. Concentración de micronutrientes y metales pesados de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	C1 ²	C2 ²	AE ³
Fe (mg·kg ⁻¹)	32.021	25.692	***
Cu (mg·kg ⁻¹)	98,4	96,1	ns
Mn (mg·kg ⁻¹)	155	183	***
Zn (mg·kg ⁻¹)	569	626	***
Ni (mg·kg ⁻¹)	36,8	24,5	***
Pb (mg·kg ⁻¹)	42,9	34,2	***
Cd (mg·kg ⁻¹)	1,54	2,18	***
Cr (mg·kg ⁻¹)	52,9	112	***
Cr (VI) (mg·kg ⁻¹)	nd ⁴	nd	
Hg (mg·kg ⁻¹)	0,80	0,85	ns

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3}Ver tabla 10. ⁴nd: no detectable.

En general, los valores de micronutrientes y metales pesados aumentan durante el compostaje debido a la degradación microbiana de la MO y a la pérdida de sólidos volátiles (Smith 2009). En cuanto a las concentraciones de micronutrientes, éstas fueron adecuadas para el uso agrícola de los compost, resaltando los altos valores de Fe en el compost de C1 y los elevados niveles de Mn tanto en el compost de C1 como en el de C2. En C1, la concentración de micronutrientes y metales pesados (excepto Mn y Cd) aumentó, tras el compostaje, en mayor medida que en C2 (Tabla 13). Este incremento confirma de nuevo una mayor degradación de la MO en C1, tal y como se ha visto en el contenido de COT, COO y C hidrosoluble. Además, aunque el proceso de compostaje reduce intrínsecamente la disponibilidad de metales pesados en comparación con otros métodos de estabilización de residuos orgánicos, resulta fundamental controlar el contenido de estos metales para proteger la calidad del suelo y prevenir su contaminación (Smith 2009).

Las concentraciones de Cu, Ni, Pb, Cr y Hg observadas en los compost obtenidos (Tabla 13) permitirían su clasificación como productos fertilizantes de clase B por la legislación española (RD 506/2013). Sin embargo, las concentraciones de Cd y Zn fueron ligeramente superiores a los valores máximos permitidos ($2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd y $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn). Valores más altos de Cd ($2,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y Zn ($610 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) fueron obtenidos por Roca- Pérez et al. (2009) en compost derivados de los mismos residuos iniciales. Por lo tanto, a pesar de que las mezclas iniciales contenían valores de Cd y Zn dentro de los valores permitidos, sus concentraciones aumentaron durante el compostaje. El uso de materiales de partida con valores más bajos de Cd y Zn podría haber evitado superar estos valores límite. Recientemente se ha publicado una nueva legislación en España (RD 1051/2022) para establecer normas para la nutrición sostenible de los suelos agrícolas donde se ha modificado los niveles permitidos. De acuerdo con esta nueva normativa, las concentraciones de metales pesados sí que cumplirían, en ambas campañas, los niveles establecidos.

4.2 EFECTO DEL MATERIAL ESTRUCTURANTE EN LA COMPOSICIÓN DE COMPOST ELABORADO CON LODOS DE EDAR

Con el objetivo de conocer la viabilidad del compost obtenido de la valorización de la paja de arroz (PA), sus características fueron comparadas con el compost producido habitualmente en la Planta de Valorización de Residuos La Vintena. La comparación se realizó entre el compost elaborado en la planta de acuerdo con las prácticas habituales (COMP1) y el procedente del compostaje 1:8 PA:LD (COMP2) descrito en el apartado anterior (4.1), que se eligió por ser el que presentó mayor degradación del material y estabilidad.

4.2.1 Características analíticas de los compost obtenidos

Los compost fueron analizados antes de su aplicación en los ensayos de campo. La caracterización de COMP2 reveló ligeras diferencias en comparación con la realizada al finalizar el proceso de compostaje, atribuibles a los seis meses de almacenamiento.

El COMP1, con RP como material estructurante, presentó un contenido significativamente menor de humedad que el COMP2, obtenido con PA (Tabla 14). No obstante, ambos cumplieron con el requisito legislativo del 40 % de humedad máxima (RD 999/2017). Igualmente difirieron en su pH: 7,16 y 6,71 en COMP1 y COMP2, respectivamente (Tabla 14).

Tabla 14. Humedad, pH y conductividad eléctrica de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	COMP1 ²	COMP2 ²	ANOVA ³
Humedad (%)	23,5	35,5	***
pH (1:25)	7,16	6,71	**
CE (1:5) (dS·m ⁻¹)	14,5	14,6	ns

¹CE: conductividad eléctrica a 25 °C. ²COMP1: compost 1; COMP2: compost 2. ³AE: análisis estadístico, efecto del material estructurante en el compost sobre los parámetros analizados, ANOVA. ns: sin diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$. ** Significativo para $p < 0.01$. *** Significativo para $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

Normalmente valores entre 7,1-7,5 son considerados adecuados para un compost de lodos de EDAR y restos vegetales (Azim et al., 2018), pero la ligera acidez que presentó el COMP2 puede ser una ventaja en suelos alcalinos, al facilitar la solubilización de ciertos nutrientes esenciales y mejorar así su disponibilidad para las plantas. Por otro lado, independientemente del material estructurante empleado, se obtuvieron valores elevados de CE (Tabla 14), que deben tenerse en cuenta al definir las dosis adecuadas para su aplicación en campo.

La MOT (53,0 y 51,6 % para COMP1 y COMP2, respectivamente) fue superior al contenido mínimo (35 %) indicado en la legislación (RD 999/2017), en ambos casos.

Tabla 15. Concentración de carbono orgánico total, orgánico oxidable, extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	COMP1 ²	COMP2 ²	ANOVA ³
MOT (%)	53,0	51,6	ns
COT (%)	30,7	30,0	ns
COO (%)	29,9	20,9	***
EHT (%)	18,1	9,93	***
AH (%)	8,53	2,93	**
AF (%)	9,55	7,02	*

¹COT: carbono orgánico total; COO: carbono orgánico oxidable; EHT: extracto húmico total; AH: ácidos húmicos; AF: ácidos fúlvicos. Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3}Ver tabla 14.

No se vieron diferencias significativas en MOT, y por tanto en COT, a pesar de haber usado un material estructurante diferente y distintas proporciones de lodo (Tabla 15). Sin embargo, el COO fue significativamente mayor en COMP1, al igual que las concentraciones de EHT, AH y AF (Tabla 15). Los restos de poda, principalmente provenientes de árboles y arbustos con un alto contenido de lignina, y su mayor proporción en la mezcla inicial en comparación con COMP2, habrían dado lugar a un compost con un mayor contenido de materia orgánica estable.

Tabla 16. Concentración de nitrógeno orgánico, mineral y total, relación C/N y concentración de los macronutrientes de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	COMP1 ²	COMP2 ²	ANOVA ³
N Orgánico (%)	1,98	2,64	***
N-NH ₄ ⁺ (mg·kg ⁻¹)	2.112	2.389	ns
N-NO ₃ ⁻ (mg·kg ⁻¹)	507	455	ns
N total (%)	2,24	2,93	***
Relación C/N	13,8	10,3	***
P ₂ O ₅ (%)	2,03	4,41	***
K ₂ O (%)	0,743	1,40	***
CaO (%)	11,5	8,36	***
MgO (%)	0,910	1,14	*
Na ₂ O (%)	0,990	0,563	***

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3}Ver tabla 14.

El COMP2 mostró una concentración significativamente mayor de N total, principalmente debido a la mayor cantidad de N orgánico, dado que el N mineral, N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻, presentó valores muy similares en ambos compost (Tabla 16). Estos niveles de N más elevados podrían corresponder a la mayor cantidad de lodos empleada en la mezcla inicial.

Tabla 17. Concentración de micronutrientes y metales pesados de los compost obtenidos.

Parámetro ¹	COMP1 ²	COMP2 ²	ANOVA ³
Fe (mg·kg ⁻¹)	15.163	34.122	***
Cu (mg·kg ⁻¹)	168	105	***
Mn (mg·kg ⁻¹)	99	177	***
Zn (mg·kg ⁻¹)	241	588	***
Ni (mg·kg ⁻¹)	32,4	40,6	***
Pb (mg·kg ⁻¹)	18,1	50,9	***
Cd (mg·kg ⁻¹)	0,59	1,84	***
Cr (mg·kg ⁻¹)	37,5	54,0	***

¹Todos los datos están expresados sobre peso seco. ^{2,3}Ver tabla 14.

La relación C/N presentó diferencias significativas (Tabla 16), con un valor menor en COMP2 (10,3) en comparación con COMP1 (13,8), debido a una mayor concentración de N total en COMP2. Como ya se ha indicado, valores cercanos a 10 se consideran óptimos ya que indican una actividad microbiana lenta y una adecuada estabilización del material, como señalan Fialho et al. (2010). Ambos compost cumplieron con el

requisito establecido por la legislación (RD 999/2017), para su uso como productos fertilizantes, al presentar una relación C/N inferior a 20.

Los COMP1 y COMP2 presentaron diferencias significativas en su contenido de macronutrientes atribuibles a diversos factores, tales como, el distinto material estructurante, diferencias en el manejo del proceso y variaciones en el almacenamiento del compost final (Tabla 16). Especialmente destacable es la alta concentración de P en COMP2, con un valor de Unidades Fertilizantes (UF) de P_2O_5 superior al promedio observado en la mayoría de los estiércoles (Pomares, 2000), lo que convierte a este compost en una opción particularmente interesante como fertilizante orgánico fosforado. Esta elevada concentración de P sería debida a la mayor proporción de lodos en la mezcla inicial de COMP2, más del doble que en el COMP1, ya que tal y como se ha visto en el apartado 4.1, y como se recoge en la bibliografía (Pomares, 2000), los lodos son residuos con elevado contenido de P.

El contenido de micronutrientes y metales pesados en el COMP2 fue significativamente mayor que en COMP1, excepto el Cu, debido a la mayor presencia de lodos en la composición de la mezcla inicial (Tabla 17). Efectivamente, los lodos son ricos en microelementos, siendo una fuente eficaz de estos nutrientes, pero también pueden contener metales pesados tales como Zn, Cu, Ni, Cd, Pb o Cr, con el riesgo potencial para la contaminación del suelo y de los cultivos que eso conlleva (Pomares, 2000). Comparados con los lodos, los restos vegetales, en general, tienen bajo contenido de micronutrientes y bajo riesgo de contaminación por metales pesados, por lo que, en ambos compost los lodos habrían sido la fuente principal de dichos elementos.

Según el Real Decreto sobre productos fertilizantes (RD 506/2013), el COMP1 podría ser incluido como producto fertilizante de clase B y el COMP2 superaría ligeramente el valor máximo permitido del Zn ($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) para poder ser inscrito en esta categoría. Sin embargo, ambos compost cumplirían con los niveles establecidos según la reciente legislación española, RD 1051/2022, que establece normas para la nutrición sostenible de los suelos agrícolas.

4.3 EFECTO DEL APOORTE DE PRODUCTOS ORGÁNICOS SOBRE LA NUTRICIÓN DE LOS CÍTRICOS

En este apartado se analiza el aporte de dos compost (COMP1 y COMP2), elaborados en la Planta de Valorización de Residuos La Vintena, a parcelas comerciales de cítricos localizadas en la Comunidad Valenciana, una con riego por inundación (variedad Tango situada en Manuel) y dos a goteo (Clemenules y Navelina en Lliria) durante dos campañas consecutivas (C1: 2019 y C2: 2020). A continuación, se describe el efecto de los tratamientos sobre la fertilidad del suelo, absorción de nutrientes por la planta, producción y calidad de la fruta.

4.3.1 Cítricos en riego por inundación

En una parcela de mandarinos de la variedad Tango injertada sobre *citrange* Carrizo en 2016, cultivados sobre un suelo de textura franco-arcillosa, con sistema de riego por inundación, se aplicó el primer año el compost (COMP1) descrito en el apartado 4.2., elaborado con lodos de depuradora (LD) y restos de poda (RP) de árboles frutales y ornamentales, con una proporción RP:LD 1:3 p:p. En la segunda campaña, se empleó el compost de LD y paja de arroz (PA), obtenido en el ensayo de compostaje descrito en el apartado 4.1. (relación PA:LD 1:8 p:p, COMP2). Las dosis aplicadas fueron 20 kg·árbol⁻¹ (10 t·ha⁻¹) y 40 kg·árbol⁻¹ (20 t·ha⁻¹) (2x), de acuerdo con las dosis habituales de aplicación.

Fertilidad del suelo

El efecto de la aplicación de compost sobre la fertilidad del suelo se evaluó a través del análisis de diferentes parámetros físicos, químicos y bioquímicos. Los muestreos de suelo se realizaron a los nueve meses de la aplicación de los compost, en ambas campañas.

Tabla 18. Humedad, pH y conductividad eléctrica en el suelo de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Humedad (%)		pH (1:2,5)		CE (dS·m ⁻¹)	
1	Control	16,9	a ¹	8,63	a	0,69	a
	COMP1	17,1	a	8,56	a	0,78	ab
	COMP1 (2x)	17,6	a	8,53	a	0,83	b
	ANOVA ²	ns		ns		*	
2	Control	14,9	a	8,78	b	0,65	a
	COMP2	15,9	a	8,60	ab	0,98	ab
	COMP2 (2x)	16,7	a	8,46	a	1,34	b
	ANOVA	ns		*		*	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En cuanto a los parámetros evaluados, la aplicación de compost no generó diferencias significativas en el contenido de humedad del suelo entre campañas, independientemente de la dosis aplicada, en comparación con el suelo control (Tabla 18). Por otro lado, el suelo sin aporte orgánico presentó valores altos de pH según Legaz et al. (1995), típicos del suelo agrícola de las zonas citrícolas del este peninsular. Además, en la primera campaña, el aporte de compost no produjo cambios significativos en el pH; sin embargo, sí que se observó una reducción, respecto al control, con la dosis doble de compost, en la segunda campaña (Tabla 18). Con respecto a la CE, medida realizada en el ES, fue significativamente superior con el doble aporte

de compost en ambas campañas, con incrementos del 21 y 105 % en C1 y C2, respectivamente, en comparación con el suelo control (Tabla 18).

La concentración de carbonatos totales en el control superó el 21 % (Tabla 19), un porcentaje que, según Legaz et al. (1995), se considera elevado para plantaciones de cítricos. Con esta concentración es también importante evaluar el contenido de caliza activa, ya que ambos parámetros pueden afectar al desarrollo del árbol (Garrido 1993). La aplicación de compost en C1 no provocó diferencias significativas en los carbonatos totales ni en la caliza activa (Tabla 19). Por el contrario, en C2, sí que se observó una concentración significativamente mayor de carbonatos totales y una concentración significativamente menor de la caliza al aplicar dosis doble de compost, en comparación con el control.

Tabla 19. Concentración de carbonatos totales y caliza activa en el suelo de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Carbonatos totales (%)		Caliza activa (%)	
1	Control	33,4	a ¹	9,15	a
	COMP1	36,3	a	9,10	a
	COMP1 (2x)	37,6	a	8,93	a
	ANOVA ²	ns		ns	
2	Control	28,3	a	10,0	b
	COMP2	28,2	a	10,2	b
	COMP2 (2x)	30,3	b	9,23	a
	ANOVA	*		**	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

El suelo control de las dos campañas presentó valores de MO considerados óptimos para suelos arcillosos en cítricos (Legaz et al., 1995) (Figura 17.). La aplicación de compost produjo un aumento significativo en C1 con ambas dosis y solo con la dosis doble en C2, a pesar de que COMP1 y COMP2 no presentaban diferencias significativas en su contenido de MO. La misma pauta se observó en el C orgánico (Figura 17.). Cabe destacar que, la concentración de MO, y por ende la de C orgánico, disminuyó entre ambas campañas en todos los tratamientos.

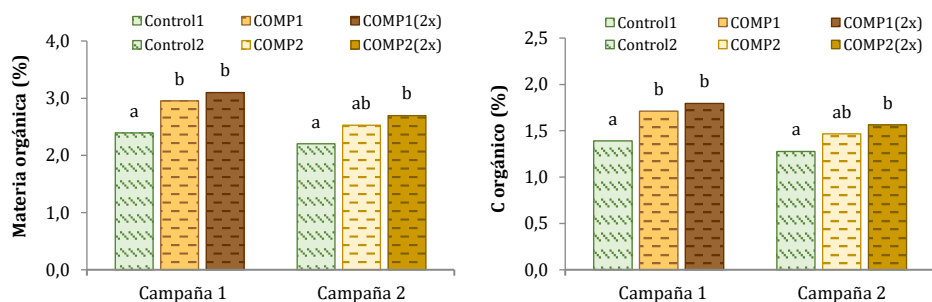


Figura 17. Concentración de materia orgánica y carbono orgánico en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

Respecto a la concentración de N orgánico, en C1, el suelo control presentó valores ligeramente bajos, pero con la aplicación de compost este parámetro aumentó hasta niveles considerados dentro del rango normal (0,13-0,18 %) (Legaz et al., 1995). En C2, tanto el suelo control como el de los tratamientos se encontraron dentro de valores normales. Del mismo modo a lo descrito en la MO, la aplicación de compost produjo un aumento significativo en C1 con ambas dosis y solo con la dosis doble en C2 (Figura 18).

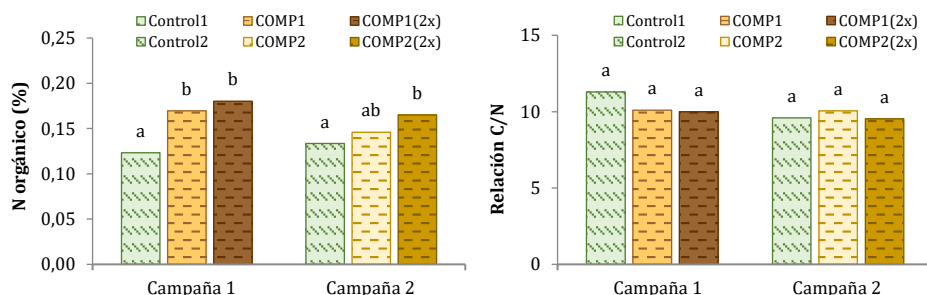


Figura 18. Concentración de nitrógeno orgánico y relación C/N en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

En cuanto a la relación C/N, los valores obtenidos en todos los tratamientos y en ambas campañas estuvieron dentro de la normalidad (Legaz et al., 1995; MAPA, 2010) (Figura 18). No se observaron diferencias significativas entre los tratamientos en ninguna de las campañas.

El nivel de P asimilable en el suelo control fue alto en C1 y normal en C2, sin embargo, el aporte de compost aumentó estos valores a niveles muy altos en C1 y altos en C2 (Legaz et al., 1995). En ambas temporadas, este aporte dio lugar a una concentración significativamente mayor de P asimilable, independientemente de la dosis (Figura 19).

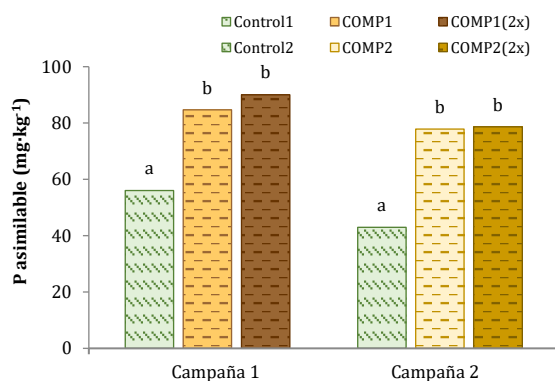


Figura 19. Concentración de fósforo asimilable en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

Los cationes intercambiables, como el Ca, Mg, K y Na, son aquellos que están retenidos en el complejo de intercambio catiónico y pueden liberarse de forma reversible a la solución del suelo, donde son absorbidos por las raíces de las plantas. En cambio, los cationes solubles ya están disueltos en la solución del suelo, sin necesidad de procesos adicionales de liberación o intercambio.

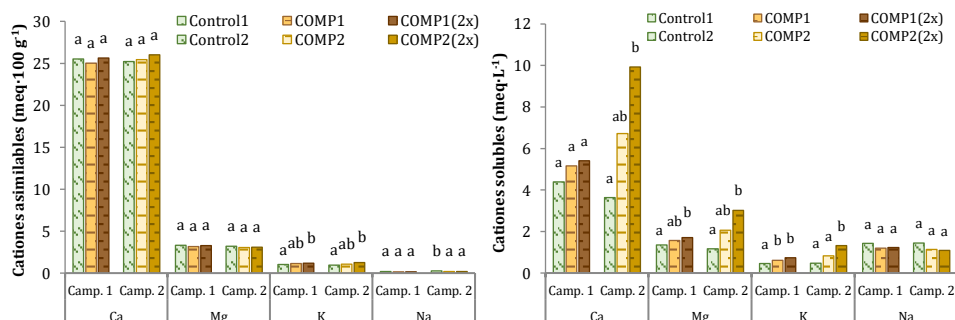


Figura 20. Concentración de los cationes en forma asimilable y soluble en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

La concentración de cationes en la solución del suelo varía con mayor rapidez que la de los cationes intercambiables, debido a factores como el riego, la lixiviación y la absorción de nutrientes por las plantas. Dentro de los cationes asimilables, la concentración de Ca fue muy alta, mientras que la de Mg se encontraba en rangos considerados normales en todos los tratamientos y en ambas campañas. El suelo control y el que recibió la dosis simple de compost presentaron valores normales de K asimilable, sin embargo, este nivel se encontró en niveles altos con el aporte de doble dosis de compost en ambas campañas según Legaz et al. (1995). Con respecto a los

niveles de cationes solubles, determinados en el ES, no se disponen de datos de referencia.

Con relación al efecto de la aplicación de compost en la concentración de los cationes asimilables, tan solo se registraron diferencias significativas entre los distintos tratamientos en la concentración de K en ambas campañas y en la de Na en C2 (Figura 20). De este modo, la dosis doble de compost aumentó significativamente la concentración de K un 17 y un 29 % en C1 y C2, respectivamente, en comparación con el suelo control.

Tabla 20. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Fe (mg·kg ⁻¹)		Cu (mg·kg ⁻¹)		Mn (mg·kg ⁻¹)		Zn (mg·kg ⁻¹)	
1	Control	9.486	a ¹	18,1	a	107	a	42,3	a
	COMP1	9.527	a	21,1	a	108	a	45,7	ab
	COMP1 (2x)	9.306	a	20,8	a	107	a	50,1	b
	ANOVA ²	ns		ns		ns		*	
2	Control	10.230	a	20,9	a	167	a	45,5	a
	COMP2	10.403	a	21,2	a	168	a	47,8	ab
	COMP2 (2x)	10.229	a	22,5	a	167	a	52,6	b
	ANOVA	ns		ns		ns		**	
Campaña	Tratamiento	Ni (mg·kg ⁻¹)		Pb (mg·kg ⁻¹)		Cd (mg·kg ⁻¹)		Cr (mg·kg ⁻¹)	
1	Control	12,6	a ¹	20,4	a	1,00	a	18,1	a
	COMP1	12,9	a	21,0	a	1,03	a	17,5	a
	COMP1 (2x)	12,9	a	20,8	a	1,02	a	17,6	a
	ANOVA	ns		ns		ns		ns	
2	Control	11,3	a	21,3	a	1,03	a	18,4	a
	COMP2	11,3	a	23,1	a	1,10	a	18,3	a
	COMP2 (2x)	11,2	a	23,5	a	1,12	a	18,2	a
	ANOVA	ns		ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en una campaña. ²ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En cuanto al Na, el aporte de compost, con ambas dosis, disminuyó significativamente la concentración de este catión en los suelos de estos tratamientos en la segunda campaña. Sin embargo, los tratamientos aplicados afectaron a la concentración de cationes solubles, excepto a la de Ca en C1 y a la de Na tanto en C1 como en C2 (Figura 20). Así, el aporte de la dosis doble de compost incrementó la concentración de Ca en C2, y la de Mg en ambas campañas, con un incremento mucho más pronunciado en la segunda (26 % en C1 y 158 % en C2). En el caso del K, la aplicación de compost originó

una mayor concentración en el suelo con ambas dosis en C1, y solo con la dosis doble en C2. De manera similar a lo observado en la concentración asimilable de K, el incremento con la dosis doble fue mayor en C2, 183 % respecto al control, que en C1, 60 % respecto al control.

En los suelos mediterráneos, de pH alcalino, la biodisponibilidad de los metales es muy baja ya que es inversamente proporcional al pH del suelo. De este modo, con un menor pH, la biodisponibilidad y peligrosidad aumentan (García et al. 2002; Roca-Pérez et al., 2009). No obstante, es esencial regular su presencia para proteger la salud pública, conservar los ecosistemas y garantizar la seguridad alimentaria. En este sentido, la concentración de metales pesados totales (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd y Cr) en el suelo de todos los tratamientos (Tabla 20) se encontró dentro de los límites permitidos (RD 1310/1990; RD 1051/2022), a pesar de que el COMP2 superaba ligeramente el máximo permitido de Zn para poder ser incluido como producto fertilizante de clase B (RD 506/2013), tal y como se indicó en el apartado 4.2. Por otro lado, el aporte orgánico solo produjo cambios significativos en la concentración de Zn, la cual aumentó, en comparación con el control, con la dosis doble en ambas campañas. Los niveles de metales pesados totales indican el contenido general en el suelo y su potencial disponibilidad. Sin embargo, la mayoría de estos elementos se encuentran parcial o totalmente inmovilizados y no son directamente asimilables por las plantas (Millán et al., 1983). Es por ello, que resulta esencial cuantificar la cantidad de estos metales que las plantas pueden asimilar realmente (metales pesados asimilables). De este modo, la aplicación de compost incrementó significativamente la concentración de todos los elementos, excepto la del Mn en C1 y la del Cu en ambas campañas (Figura 21). La dosis doble produjo un aumento significativo de Zn, respecto al control, en la primera campaña, y de Fe, Mn y Zn en la segunda; mientras que la dosis simple solo aumentó la concentración de Fe de la primera campaña.

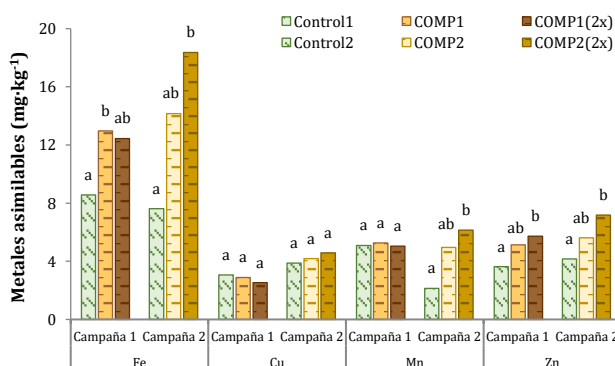


Figura 21. Concentración de metales asimilables en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

Por otro lado, los aniones solubles como cloruros y nitratos no son retenidos por el complejo de cambio, por lo que los niveles en el extracto de pasta saturada reflejarán prácticamente la cantidad total presente en el suelo. La concentración de cloruros y nitratos no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 21).

Tabla 21. Concentración de cloruros y nitratos en el suelo de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Cloruros (meq·L ⁻¹)		Nitratos (meq·L ⁻¹)	
1	Control	1,28	a ¹	0,75	a
	COMP1	1,26	a	0,72	a
	COMP1 (2x)	1,36	a	0,75	a
	ANOVA ²	ns		ns	
2	Control	0,74	a	1,96	a
	COMP2	0,77	a	1,95	a
	COMP2 (2x)	0,82	a	2,60	a
	ANOVA	ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p<0,05$) entre tratamientos en una campaña. ²ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$ (LSD-Fisher).

Por último, la medida del C de la biomasa microbiana y de la actividad de la enzima deshidrogenasa son indicadores de los microorganismos vivos en el suelo y de su actividad metabólica. Estos indicadores permiten una visión global de los procesos microbianos que ocurren en el suelo y ayuda a comprender diversos mecanismos como los procesos de mineralización de la MO, de resiliencia frente a la degradación y, también, aquellos relacionados con la contaminación de los suelos (Albiach et al., 2006).

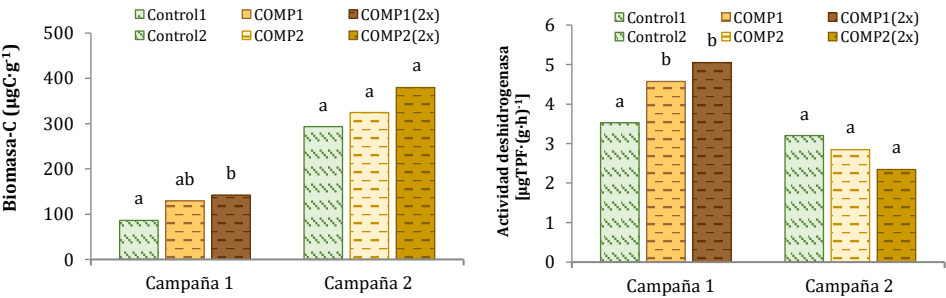


Figura 22. Carbono de la biomasa y actividad deshidrogenasa en el suelo de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p<0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

Ambos parámetros (Figura 22) se vieron significativamente afectados por la aplicación de compost en C1; sin embargo, el aporte orgánico no afectó significativamente a estos parámetros en C2. Así, en la primera campaña, el valor máximo de C microbiano se

observó con la dosis doble de compost, con un incremento del 65 % respecto al suelo control; mientras que la actividad de la deshidrogenasa aumentó con ambas dosis aportadas. Por otro lado, los valores obtenidos para el C de la biomasa microbiana y para la actividad de la deshidrogenasa variaron entre temporadas.

Absorción de nutrientes por la planta

El efecto de la aplicación de compost sobre la absorción de nutrientes por la planta se evaluó a través del análisis de macro (N, P, K, Ca, Mg, Na y S) y micronutrientes (Fe, Zn, Mn, B, Cu y Mo) en las hojas de brotes vegetativos terminales de primavera sin fruto terminal ni otra brotación posterior.

Tabla 22. Concentración foliar de macronutrientes principales de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	N (%)		P (%)		K (%)	
1	Control	2,50	a ¹ (O) ²	0,12	a (O)	0,69	a (O)
	COMP1	2,40	a (O)	0,12	a (O)	0,94	a (O)
	COMP1 (2x)	2,44	a (O)	0,12	a (O)	0,72	a (O)
	ANOVA ³	ns		ns		ns	
2	Control	2,40	a (O)	0,12	a (O)	0,65	a (B)
	COMP2	2,47	a (O)	0,13	a (O)	0,68	a (B)
	COMP2 (2x)	2,56	a (O)	0,13	a (O)	0,84	a (O)
	ANOVA	ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA).

³ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

La concentración foliar de los árboles de todos los tratamientos presentó niveles óptimos para todos los macronutrientes (Quiñones et al., 2012), con excepción del K de las hojas de los árboles control y del tratamiento con COMP2, en la segunda campaña (Tablas 23 y 24).

Tabla 23. Concentración foliar de macronutrientes secundarios de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Ca (%)		Mg (%)		Na (%)		S (%)	
1	Control	4,64	a ¹ (O) ²	0,30	a (O)	0,021	a	0,21	a (O)
	COMP1	4,66	a (O)	0,30	a (O)	0,036	a	0,21	a (O)
	COMP1 (2x)	4,86	a (O)	0,30	a (O)	0,032	a	0,20	a (O)
	ANOVA ³	ns		ns		ns		ns	
2	Control	5,15	a (O)	0,35	a (O)	0,033	a	0,22	a (O)
	COMP2	4,94	a (O)	0,35	a (O)	0,027	a	0,23	a (O)
	COMP2 (2x)	4,66	a (O)	0,35	a (O)	0,033	a	0,23	a (O)
	ANOVA	ns		ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA).

³ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

La aplicación de compost no afectó significativamente a la concentración foliar de los macronutrientes en ninguna de las campañas.

En cuanto a los micronutrientes, la concentración foliar de Fe, B y Mo se encontró en niveles considerados óptimos en cítricos (Quiñones et al., 2012). Sin embargo, los valores foliares de Cu resultaron óptimos en C1 y altos en C2; mientras que esta pauta se invirtió en el caso del Mn, las hojas presentaron una concentración baja en el primer año de ensayo, alcanzando niveles óptimos en el segundo. Por último, los valores de Zn se mantuvieron por debajo de los niveles óptimos en todos los tratamientos y campañas.

El aporte de compost tan solo produjo cambios significativos en la concentración foliar de Zn de la primera campaña, incrementando los valores respecto a las plantas control, tanto con la dosis simple como con la doble.

Tabla 24. Concentración foliar de micronutrientes de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Fe (mg·kg ⁻¹)		Zn (mg·kg ⁻¹)		Mn (mg·kg ⁻¹)	
1	Control	60,3	a ¹ (O) ²	16,4	a (B)	15,5	a (B)
	COMP1	75,9	a (O)	24,3	b (B)	17,5	a (B)
	COMP1 (2x)	63,3	a (O)	24,2	b (B)	16,1	a (B)
	ANOVA ³	ns		*		ns	
2	Control	85,5	a (O)	20,8	a (B)	32,2	a (O)
	COMP2	75,3	a (O)	18,9	a (B)	31,6	a (O)
	COMP2 (2x)	86,6	a (O)	22,0	a (B)	35,6	a (O)
	ANOVA	ns		ns		ns	
Campaña	Tratamiento	B (mg·kg ⁻¹)		Cu (mg·kg ⁻¹)		Mo (mg·kg ⁻¹)	
1	Control	46,5	a (O)	5,69	a (O)	0,110	a (O)
	COMP1	52,7	a (O)	6,83	a (O)	0,070	a (O)
	COMP1 (2x)	51,1	a (O)	7,26	a (O)	0,100	a (O)
	ANOVA	ns		ns		ns	
2	Control	78,2	a (O)	17,7	a (A)	0,089	a (O)
	COMP2	71,7	a (O)	21,3	a (A)	0,095	a (O)
	COMP2 (2x)	73,5	a (O)	18,4	a (A)	0,090	a (O)
	ANOVA	ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA).

³ANOVA. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Producción y calidad del fruto

El efecto de la aplicación de compost sobre la producción y calidad del fruto se evaluó mediante la medición del peso de la fruta, el análisis de parámetros físicos (peso medio de fruto, número de frutos por árbol, diámetro de fruto, espesor de la corteza, peso de la corteza más pulpa y zumo, e IC) y el análisis de parámetros químicos (SST, acidez e

IM); además, del análisis en zumo de vitamina C, flavonoides (narirutina, hesperidina y didimina), carotenoides (β -criptoxantina y β -caroteno), ácidos orgánicos (cítrico y málico y succínico) y azúcares (fructosa, glucosa y sacarosa) en la fruta recolectada.

En todos los tratamientos y en ambas campañas, los valores obtenidos de peso medio del fruto, así como, SST y acidez del zumo de las mandarinas se encontraban dentro de lo establecido en la patente de la variedad (USPP17863). Así mismo, en ambas temporadas, los frutos cumplieron con los requisitos de calibre y madurez según las Normas de Calidad de Cítricos de la UE (Reglamento UE nº. 1890/2021) para la comercialización de mandarinas y sus híbridos, ya que el diámetro de los frutos fue superior a 45 mm, el contenido mínimo de zumo del fruto superó el 33 % y el IM de los frutos excedió el valor mínimo de 7,5 (Tabla 25).

Tabla 25. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Peso fruto (g)		Nº frutos·árbol ⁻¹		Diámetro fruto (cm)		Índice color	
1	Control	84,1	a ¹	668	a	5,93	a	20,0	a
	COMP1	90,4	a	534	a	5,97	a	19,3	a
	COMP1 (2x)	83,8	a	699	a	5,75	a	18,3	a
	ANOVA ²	ns		ns		ns		ns	
2	Control	92,7	ab	617	a	6,13	ab	8,77	a
	COMP2	106	b	521	a	6,48	b	9,01	a
	COMP2 (2x)	83,0	a	477	a	5,82	a	8,12	a
	ANOVA	ns		ns		ns		ns	
Campaña	Tratamiento	Espesor corteza (mm)		Peso corteza+pulpa (%)		Peso zumo (%)			
1	Control	2,93	a	42,0	a	58,0	a		
	COMP1	2,93	a	45,8	a	54,2	a		
	COMP1 (2x)	2,99	a	46,4	a	53,6	a		
	ANOVA	ns		ns		ns			
2	Control	2,69	a	51,0	a	49,0	a		
	COMP2	3,00	a	51,0	a	49,0	a		
	COMP2 (2x)	2,63	a	49,1	a	50,9	a		
	ANOVA	ns		ns		ns			

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

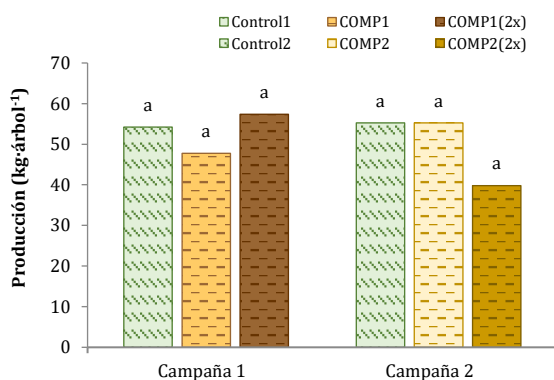


Figura 23. Producción obtenida de ambas campañas. Letras diferentes representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña.

En relación con los tratamientos realizados, los valores de producción y los parámetros de calidad, físicos y químicos, no presentaron diferencias significativas entre los árboles control y los que recibieron compost, en ambas campañas (Figura 23, Tablas 25 y 26).

Tabla 26. Parámetros químicos de calidad del fruto en recolección de ambas campañas.

Campaña	Tratamiento	Sólidos solubles (°Brix)		Acidez (g·L ⁻¹)		Índice madurez	
1	Control	14,2	a ¹	1,12	a	12,8	a
	COMP1	14,1	a	1,14	a	12,4	a
	COMP1 (2x)	12,9	a	1,01	a	12,7	a
	ANOVA ²	ns		ns		ns	
2	Control	14,3	a	1,49	a	9,80	a
	COMP2	13,5	a	1,32	a	10,2	a
	COMP2 (2x)	13,8	a	1,48	a	9,39	a
	ANOVA	ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En cuanto a la vitamina C en el zumo (Tabla 27), no se observó efecto significativo del aporte orgánico en su concentración en comparación con los frutos control, en ninguna de las campañas. Por otro lado, en la misma tabla, se muestra que el flavonoide más abundante fue la hesperidina, seguida por la narirutina y la didimina. En ninguna de las dos campañas ensayadas, la aplicación de compost tampoco provocó efecto significativo en la concentración de estos parámetros respecto al control. Todos los tratamientos presentaron una disminución de la concentración de los flavonoides estudiados de la primera a la segunda campaña.

Tabla 27. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (I).

Campaña	Tratamiento	Vitamina C (mg·100ml ⁻¹)		Narirutina (mg·100ml ⁻¹)		Hesperidina (mg·100ml ⁻¹)		Didimina (mg·100ml ⁻¹)	
1	Control	18,6	a ¹	6,26	a	18,6	a	3,13	a
	COMP1	19,8	a	6,69	a	20,7	a	3,09	a
	COMP1 (2x)	19,0	a	5,59	a	17,7	a	4,78	a
	ANOVA ²	ns		ns		ns		ns	
2	Control	20,8	a	2,67	ab	9,43	a	1,13	a
	COMP2	21,4	a	2,84	b	9,69	a	1,24	a
	COMP2 (2x)	22,7	a	2,46	a	9,25	a	1,10	a
	ANOVA	ns		ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Por otro lado, en relación con la concentración de carotenoides, pigmentos naturales importantes con propiedades antioxidantes (Bermejo et al., 2016), la concentración de β -criptoxantina en zumo fue significativamente menor con la aplicación de la dosis más baja de compost en C1, mientras que fue mayor con el aporte orgánico doble. Sin embargo, en C2, el efecto de la aplicación de compost con la doble dosis fue opuesto, observándose una disminución significativa en la concentración de β -criptoxantina en comparación con el zumo de los árboles control.

Tabla 28. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (II).

Campaña	Tratamiento	β -Criptoxantina (mg·L ⁻¹)		β -Caroteno (mg·L ⁻¹)	
1	Control	7,67	b ¹	0,18	a
	COMP1	4,54	a	0,20	a
	COMP1 (2x)	11,1	c	2,07	b
	ANOVA ²	***		***	
2	Control	12,1	b	1,97	b
	COMP2	13,1	b	2,02	b
	COMP2 (2x)	8,95	a	1,26	a
	ANOVA	**		**	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p < 0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En cuanto a la concentración de β -caroteno, la dosis doble de compost produjo un efecto similar al observado en la β -criptoxantina, aumentando su concentración en la primera campaña y descendiénola en la segunda (Tabla 28).

Dentro de los ácidos orgánicos del zumo, solo la concentración del ácido succínico se vio afectada por la aplicación de compost (Tabla 29). En la primera campaña, la aplicación de la dosis doble de compost provocó una disminución significativa en su concentración, en comparación con el zumo de los árboles control.

Tabla 29. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (III).

Campaña	Tratamiento	Ácido cítrico (g·L ⁻¹)		Ácido málico (g·L ⁻¹)		Ácido succínico (g·L ⁻¹)	
1	Control	8,34	a ¹	2,52	a	1,16	b
	COMP1	8,62	a	2,35	a	1,15	ab
	COMP1 (2x)	7,66	a	2,22	a	1,04	a
	ANOVA ²	ns		ns		*	
2	Control	12,7	a	2,50	a	1,28	a
	COMP2	11,4	a	2,27	a	1,31	a
	COMP2 (2x)	13,1	a	2,78	a	1,34	a
	ANOVA	ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p<0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$ (LSD-Fisher).

Por último, de los azúcares analizados, el efecto de la aplicación de compost solo se observó en la sacarosa, donde, en C1, el aporte de dosis doble de compost redujo su concentración (Tabla 30).

Tabla 30. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas campañas (IV).

Campaña	Tratamiento	Fructosa (g·L ⁻¹)		Glucosa (g·L ⁻¹)		Sacarosa (g·L ⁻¹)	
1	Control	22,8	ab ¹	17,1	ab	61,6	b
	COMP1	26,5	b	19,6	b	67,1	b
	COMP1 (2x)	20,1	a	14,8	a	51,9	a
	ANOVA ²	ns		ns		**	
2	Control	27,2	a	26,3	a	66,4	a
	COMP2	25,9	a	24,6	a	60,6	a
	COMP2 (2x)	26,2	a	25,8	a	61,4	a
	ANOVA	ns		ns		ns	

¹Letras diferentes en una columna representan diferencias significativas según test LSD-Fisher ($p<0,05$) entre tratamientos en cada campaña. ²ANOVA. Diferencias debidas a los tratamientos evaluados. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$ (LSD-Fisher).

4.3.2 Cítricos en riego a goteo

En este segundo ensayo, se analiza la influencia de la aplicación de compost (COMP1 y COMP2), paja como cubierta (P1 y P2) y la combinación de ambos tratamientos (P1+COMP1, P2+COMP2) en dos parcelas de cítricos; una parcela de mandarina Clemenules de 22 años, cultivado sobre un suelo de textura franco-arcillosa, y otra de naranja Navelina de 27 años, sobre un suelo de textura franca. Ambas parcelas estaban injertadas sobre patrón citrange Carrizo y contaban con un sistema de riego por goteo. El COMP1 (RP:LD 1:3 p:p) y el COMP2 (PA:LD 1:8 p:p) son los mismos del ensayo anterior.

Tabla 31. Composición de la paja de arroz utilizada en ambas campañas.

Parámetro	Paja 1 (P1)	Paja 2 (P2)	ANOVA ¹
Humedad (%)	30,5	9,31	*
pH (1:25)	8,42	7,57	***
CE (1:5) (dS·m ⁻¹)	--	--	--
MOT (%)	77,2	86,9	**
COT (%)	44,8	50,4	**
MOO (%)	73,6	79,6	*
COO (%)	42,7	46,2	*
EHT (%)	12,6	12,9	ns
AH (%)	5,75	2,43	**
AF (%)	6,82	10,5	**
N Orgánico (%)	1,01	1,01	ns
N-NH ₄ ⁺ (mg·kg ⁻¹)	113	76,2	*
N-NO ₃ ⁻ (mg·kg ⁻¹)	468	123	***
N Total (%)	1,07	1,03	ns
Relación C/N	45,6	49,1	ns
P ₂ O ₅ (%)	0,331	0,167	**
K ₂ O (%)	1,56	0,855	**
CaO (%)	1,36	0,803	ns
MgO (%)	0,617	0,326	*
Na ₂ O (%)	0,132	0,0784	*
Fe (mg·kg ⁻¹)	520	300	ns
Cu (mg·kg ⁻¹)	5,41	3,31	*
Mn (mg·kg ⁻¹)	160	64,0	ns
Zn (mg·kg ⁻¹)	33,3	28,8	ns
B (mg·kg ⁻¹)	14,3	23,6	ns
Ni (mg·kg ⁻¹)	4,27	2,08	*
Pb (mg·kg ⁻¹)	1,07	2,57	**
Cd (mg·kg ⁻¹)	0,0445	0,0512	ns
Cr (mg·kg ⁻¹)	4,95	2,45	*

¹ANOVA. Diferencias entre campañas. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

La composición de P1 y P2 se indica en la Tabla 31. La paja de la segunda campaña presentó un porcentaje de humedad significativamente menor al de la primera. Aunque en algunos parámetros se obtuvieron diferencias significativas, los valores son agronómicamente similares; sin embargo, P1 mostró una concentración significativamente superior de AH y menor de AF, así como niveles más elevados de N nítrico y amoniacal, nutrientes y metales pesados excepto B y Pb.

Las dosis aplicadas fueron 30 kg·árbol⁻¹ (15 t·ha⁻¹) de compost y 9 kg·árbol⁻¹ (4,5 t·ha⁻¹) de paja en la parcela de Clemenules, mientras que en la parcela de Navelina fueron 40 kg·árbol⁻¹ (17 t·ha⁻¹) de compost y 14 kg·árbol⁻¹ (6 t·ha⁻¹) de paja, de acuerdo con las dosis habituales de aplicación.

Fertilidad del suelo

El efecto de la aplicación de paja como acolchado, compost y la combinación de ambos tratamientos sobre la fertilidad del suelo se evaluó a través del análisis de diferentes parámetros físicos, químicos y bioquímicos.

Tabla 32. Humedad, pH y conductividad eléctrica en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Humedad (%)		pH (1:2,5)		CE (dS·m ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	14,2	a ¹	8,26	a	1,31	a
		Paja	14,4	a	8,32	ab	1,32	a
		Compost	13,9	a	8,38	b	1,63	b
		Paja+Compost	14,2	a	8,30	ab	1,77	b
	Navelina	Control	16,2	ab	7,97	a	1,05	a
		Paja	16,7	b	8,32	b	1,09	a
		Compost	15,3	a	8,14	ab	1,30	ab
		Paja+Compost	16,7	b	8,21	b	1,64	b
ANOVA ²	Parcela		***		***		**	
	Tratamiento		*		**		***	
	Parcela x Tratamiento		ns		*		ns	
2	Clemenules	Control	15,3	a	8,32	b	1,15	a
		Paja	16,2	a	8,30	b	1,02	a
		Compost	15,5	a	8,11	a	2,59	b
		Paja+Compost	16,0	a	8,11	a	2,86	b
	Navelina	Control	16,9	a	8,44	b	0,95	a
		Paja	17,3	a	8,42	b	1,11	a
		Compost	17,0	a	8,09	a	2,73	b
		Paja+Compost	17,1	a	8,40	b	1,34	a
ANOVA	Parcela ²		***		***		ns	
	Tratamiento		ns		***		***	
	Parcela x Tratamiento		ns		*		*	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para p<0,05 entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para p > 0.05. * Significativo para p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001 (LSD-Fisher).

Al inicio del ensayo, se analizaron las diferencias existentes entre los suelos de ambas parcelas (datos no mostrados). En términos generales, no presentaron diferencias significativas en los parámetros evaluados, salvo en la concentración de carbonatos totales y de nitratos siendo superior en el suelo de la parcela de Clemenules.

El contenido de humedad del suelo difirió significativamente entre parcelas, con valores superiores en Navelina en ambas campañas. Además, en C1, el aporte de productos orgánicos afectó significativamente a este parámetro en las dos parcelas evaluadas, obteniéndose valores más elevados con la aplicación de PA sola o combinada con compost, que con el aporte de compost únicamente (Tabla 32).

Por otro lado, el suelo de ambas parcelas presentó valores elevados de pH según Legaz et al. (1995), típico de los suelos del este peninsular (Tabla 32).

Tabla 33. Concentración de carbonatos totales y caliza activa en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Carbonatos totales (%)		Caliza activa (%)	
1	Clemenules	Control	31,5	a ¹	3,52	a
		Paja	32,9	a	4,55	a
		Compost	35,9	a	3,42	a
		Paja+Compost	34,7	a	4,88	a
	Navelina	Control	14,3	a	6,74	a
		Paja	21,3	a	5,72	a
		Compost	11,8	a	5,80	a
		Paja+Compost	18,1	a	5,96	a
	ANOVA ²	Parcela	***		**	
		Tratamiento	ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns	
2	Clemenules	Control	21,0	a	9,00	a
		Paja	31,9	b	8,74	a
		Compost	22,5	a	8,79	a
		Paja+Compost	30,8	b	8,65	a
	Navelina	Control	15,4	a	5,11	a
		Paja	12,1	a	3,62	a
		Compost	11,7	a	3,86	a
		Paja+Compost	10,3	a	3,10	a
	ANOVA	Parcela	***		***	
		Tratamiento	*		ns	
		Parcela x Tratamiento	***		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En las dos campañas, los tratamientos aplicados afectaron de forma diferente según la parcela. Así, en C1, en la parcela de Clemenules, el aporte de compost produjo un ligero aumento del pH en comparación con el control, y en la de Navelina fue la paja, sola o combinada con compost, la que produjo este incremento de pH. Sin embargo, en C2, el

pH disminuyó respecto al suelo control al aplicar compost con o sin paja en la parcela de Clemenules, mientras que en la de Navelina este menor pH solo se vio con el aporte de compost.

En cuanto a la CE (Tabla 32) en la primera campaña, los valores se encontraron dentro del rango adecuado para el cultivo de los cítricos según Pomares (1986); sin embargo, en C2, la aplicación de compost, solo o combinado con paja en la parcela de Clemenules, y de compost sin combinar en la de Navelina, dieron lugar a valores elevados que pueden resultar problemáticos para el correcto desarrollo del cultivo.

Tabla 34. Concentración de carbono, nitrógeno orgánico y relación C/N en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	C orgánico (%)		N orgánico (%)		Relación C/N	
1	Clemenules	Control	1,15	a ¹	0,12	a	9,80	ab
		Paja	1,14	a	0,11	a	10,1	b
		Compost	1,08	a	0,12	a	9,28	a
		Paja+Compost	1,17	a	0,12	a	9,64	ab
	Navelina	Control	1,23	a	0,13	a	9,45	a
		Paja	1,26	a	0,12	a	10,5	b
		Compost	1,41	a	0,15	a	9,51	a
		Paja+Compost	1,27	a	0,14	a	9,32	a
	Parcela		*		*		ns	
	ANOVA ²	Tratamiento	ns		ns		***	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		*	
2	Clemenules	Control	1,00	a	0,09	a	11,0	a
		Paja	1,08	a	0,11	a	9,91	a
		Compost	1,18	ab	0,11	a	10,6	a
		Paja+Compost	1,48	b	0,14	b	10,8	a
	Navelina	Control	1,09	a	0,11	a	9,56	b
		Paja	1,16	a	0,13	ab	9,02	ab
		Compost	1,46	b	0,18	c	8,09	a
		Paja+Compost	1,28	ab	0,16	bc	8,27	ab
	Parcela		ns		***		***	
	ANOVA	Tratamiento	**		***		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		*		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Respecto a la concentración de carbonatos totales en el suelo (Tabla 33), se observaron valores normales en la parcela de Navelina y altos en la de Clemenules en las dos

campañas según Legaz et al. (1995), mientras que los niveles de caliza activa se mantuvieron por debajo de los umbrales que, según Garrido (1993), podrían ocasionar problemas en los cultivos en las dos campañas y ambas parcelas. Así, aunque la parcela de Navelina presentó valores significativamente más altos que la de Clemenules en C1 en este parámetro, y a la inversa en C2, siempre se encontraron dentro de un rango considerado adecuado.

Tabla 35. Concentración de calcio, magnesio y sodio asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Ca (meq·100g ⁻¹)		Mg (meq·100g ⁻¹)		Na (meq·100g ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	24,0	a ¹	2,37	a	0,26	b
		Paja	23,0	a	2,29	a	0,19	a
		Compost	23,5	a	2,34	a	0,27	b
		Paja+Compost	23,2	a	2,29	a	0,20	a
	Navelina	Control	24,8	b	2,72	a	0,30	a
		Paja	23,0	a	2,36	a	0,36	a
		Compost	24,8	b	2,76	a	0,35	a
		Paja+Compost	24,2	ab	2,57	a	0,32	a
	Parcela		*		**		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		*		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		*	
2	Clemenules	Control	25,7	a	2,83	a	0,23	b
		Paja	25,2	a	2,90	a	0,15	a
		Compost	26,2	ab	2,90	a	0,25	b
		Paja+Compost	26,8	b	3,10	a	0,20	ab
	Navelina	Control	27,0	a	2,97	a	0,39	a
		Paja	26,7	a	3,00	a	0,39	a
		Compost	27,1	a	3,33	a	0,47	a
		Paja+Compost	27,3	a	3,19	a	0,39	a
	Parcela		***		ns		***	
	ANOVA		Tratamiento		*		*	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Referente al efecto de los tratamientos, solo se observaron cambios significativos en la segunda campaña en el porcentaje de carbonatos. De este modo, en la variedad Clemenules, los tratamientos de paja sola o combinada con compost generaron los valores más elevados de carbonatos.

Los valores de MO de todos los tratamientos, en ambas campañas, según Legaz et al. (1995), estaban en rango considerado normal en la parcela de Clemenules y altos en la de Navelina, excepto el suelo control que presentó una concentración normal en la segunda campaña (Figura 24).

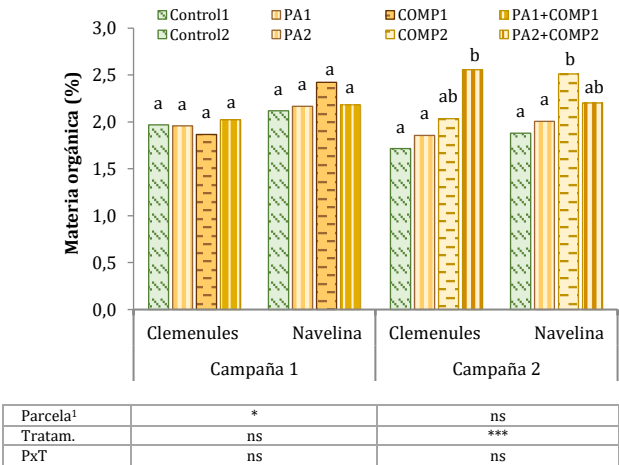


Figura 24. Concentración de materia orgánica en el suelo de ambas parcelas y campañas.
¹ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción (ns $p>0,05$; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; LSD-Fisher). Letras diferentes indican diferencias significativas para $p<0,05$ entre tratamientos para cada variedad según LSD-Fisher.

En relación con el efecto de los tratamientos, el efecto del tratamiento solo se observó en C2, donde la aplicación de compost, solo o con paja, incrementó significativamente la MO, con respecto al suelo control en ambas parcelas. Entre parcelas, en la de Navelina, el porcentaje de MO, y por tanto de CO (Tabla 34), fue superior al de la parcela de Clemenules en C1, diferencia que no se observó en C2.

Los valores de N orgánico en el suelo de la parcela de Clemenules permanecieron en niveles considerados bajos en todos los tratamientos y campañas, excepto cuando se aplicó paja y compost en C2 (Tabla 34; Legaz et al., 1995).

En cuanto al efecto parcela, la de Navelina fue la que presentó mayor concentración de N en C1, aunque esta diferencia no implicaría un impacto agronómico relevante. Por otro lado, el efecto del tratamiento solo se vio en C2, donde el aporte de paja con compost aumentó la concentración de N significativamente con respecto al control, en ambas parcelas. Este aumento también se observó con el aporte de compost en la parcela de Navelina. Además, las concentraciones de C y N dieron lugar a relaciones C/N dentro del rango considerado normal en los suelos de cítricos (Legaz et al. 1995; MAPA, 2010).

Tabla 36. Concentración de calcio, magnesio, potasio y sodio soluble en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Ca (meq·L ⁻¹)		Mg (meq·L ⁻¹)		K (meq·L ⁻¹)		Na (meq·L ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	8,79	a ¹	2,30	a	0,73	a	2,18	a
		Paja	9,01	a	2,43	ab	0,86	a	2,15	a
		Compost	11,1	b	3,00	bc	0,94	a	2,62	a
		Paja+Compost	12,5	b	3,36	c	1,26	b	2,48	a
	Navelina	Control	7,18	a	1,76	a	0,67	a	2,38	ab
		Paja	6,97	a	1,71	a	0,79	ab	2,21	a
		Compost	8,79	ab	2,18	a	0,94	ab	2,71	ab
		Paja+Compost	11,6	b	2,99	b	1,09	b	3,20	b
	ANOVA ²	Parcela	**		***		ns		ns	
		Tratamiento	***		***		***		*	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	7,05	a	1,99	a	0,78	a	2,44	ab
		Paja	5,90	a	1,76	a	0,68	a	1,48	a
		Compost	19,6	b	5,51	b	2,23	ab	3,66	b
		Paja+Compost	23,4	b	6,14	b	3,02	b	2,96	ab
	Navelina	Control	5,91	a	1,52	a	0,64	a	2,08	a
		Paja	6,79	a	1,79	a	0,86	ab	2,19	a
		Compost	23,0	b	6,03	b	2,50	c	3,94	b
		Paja+Compost	8,79	a	2,29	a	1,07	b	2,18	a
	ANOVA	Parcela	ns		ns		ns		ns	
		Tratamiento	***		***		***		**	
		Parcela x Tratamiento	*		*		*		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Con respecto a la concentración de P asimilable en el suelo, en ambas parcelas se superaron los valores considerados óptimos según Legaz et al. (1995). En C1, no hubo diferencias debidas a la parcela ni a los tratamientos (Figura 25). En C2, sin embargo, la concentración fue significativamente superior en la parcela de Clemenules que en la de Navelina. Además, el aporte de compost, con o sin paja, aumentó significativamente el P en el suelo con respecto al control, en ambas parcelas.

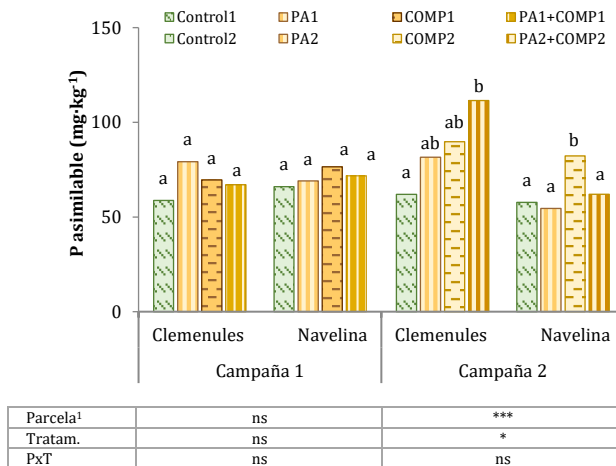


Figura 25. Concentración de fósforo asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.
¹ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción (ns $p>0,05$; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; LSD-Fisher). Letras diferentes indican diferencias significativas para $p<0,05$ entre tratamientos para cada variedad según LSD-Fisher.

Con relación a los cationes asimilables en el suelo (Ca, Mg, K y Na), las concentraciones de Ca y K de todos los tratamientos y campañas superaron los niveles considerados normales por Legaz et al. (1995), siendo significativamente superiores en la parcela de Navelina, tanto en C1 como en C2 (Figura 26 y Tabla 35).

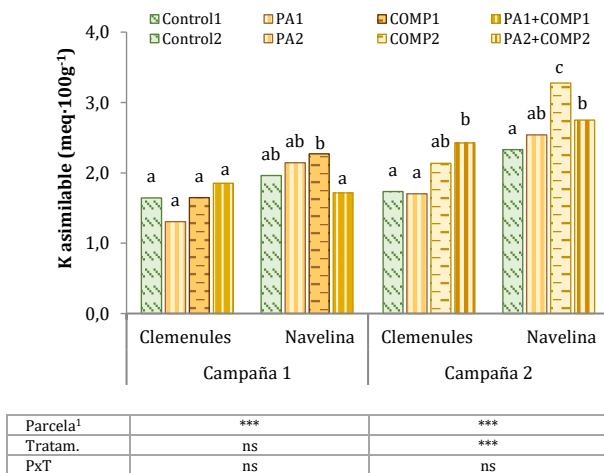


Figura 26. Concentración de potasio asimilable en el suelo de ambas parcelas y campañas.
¹ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción (ns $p>0,05$; * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$; LSD-Fisher). Letras diferentes indican diferencias significativas para $p<0,05$ entre tratamientos para cada variedad según LSD-Fisher.

El manejo también influyó de forma significativa en los niveles de Ca en las dos campañas. Así, en C1, el acolchado de paja dio lugar al valor más bajo de este parámetro en el suelo; mientras que en C2, la aplicación de paja con compost aumentó este catión, respecto al control, en las dos parcelas (Tabla 35). Además, en esa misma campaña, el compost, tanto solo como con paja, originó concentraciones más elevadas de K asimilable (Figura 26).

Tabla 37. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas parcelas y campañas (1).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Fe (mg·kg ⁻¹)		Cu (mg·kg ⁻¹)		Mn (mg·kg ⁻¹)		Zn (mg·kg ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	13.576	a ¹	10,6	a	212	a	36,6	a
		Paja	13.528	a	12,4	a	216	a	48,9	b
		Compost	12.482	a	11,1	a	194	a	35,2	a
		Paja+Compost	12.271	a	10,8	a	189	a	29,5	a
	Navelina	Control	16.483	a	10,8	a	254	a	34,2	a
		Paja	15.013	a	10,1	a	239	a	34,2	a
		Compost	17.286	a	13,0	a	282	a	40,2	a
		Paja+Compost	16.376	a	12,4	a	265	a	38,5	a
	ANOVA ²	Parcela	***		ns		***		ns	
		Tratamiento	ns		ns		ns		ns	
Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		**		
2	Clemenules	Control	12.874	a	12,1	a	290	a	36,9	a
		Paja	13.674	a	13,5	ab	323	a	47,4	b
		Compost	12.976	a	14,1	ab	291	a	43,3	ab
		Paja+Compost	13.400	a	15,2	b	307	a	40,6	ab
	Navelina	Control	19.902	a	14,4	a	404	a	43,3	a
		Paja	20.093	a	14,7	a	391	a	43,9	ab
		Compost	21.415	a	20,2	b	402	a	51,9	b
		Paja+Compost	21.610	a	16,5	a	419	a	46,2	ab
	ANOVA	Parcela	***		***		***		*	
		Tratamiento	ns		***		ns		ns	
Parcela x Tratamiento		ns		**		ns		ns		

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Por otro lado, los niveles de Mg se mantuvieron dentro del rango normal en los suelos de todos los tratamientos (Tabla 35), excepto en el de Navelina en la segunda campaña, donde los valores fueron altos (Legaz et al. ,1995). Al comparar parcelas en C1, la concentración en la de Navelina fue significativamente mayor que en la de Clemenules. No se observaron efectos significativos del aporte orgánico en la concentración de Mg; mientras que sí que se vio efecto en la concentración de Na, con niveles inferiores al control en los tratamientos con paja en la parcela de clementinos (Tabla 35).

Tabla 38. Concentración de metales pesados totales en el suelo de ambas parcelas y campañas (II).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Ni (mg·kg ⁻¹)		Pb (mg·kg ⁻¹)		Cd (mg·kg ⁻¹)		Cr (mg·kg ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	14,3	a ¹	8,78	a	1,13	a	18,4	a
		Paja	14,6	a	9,07	a	1,10	a	18,1	a
		Compost	13,5	a	8,18	a	1,04	a	17,0	a
		Paja+Compost	12,7	a	7,91	a	0,96	a	16,3	a
	Navelina	Control	16,5	a	9,59	a	1,30	a	22,8	a
		Paja	15,7	a	9,25	a	1,31	a	20,9	a
		Compost	18,0	a	10,6	a	1,46	a	23,6	a
		Paja+Compost	17,0	a	10,1	a	1,39	a	23,0	a
	Parcela		***		**		***		***	
	ANOVA ²									
	Tratamiento		ns		ns		ns		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	13,6	a	8,77	a	0,96	a	17,8	a
		Paja	13,5	a	8,87	a	1,12	a	18,2	a
		Compost	14,1	a	9,34	a	1,12	a	18,5	a
		Paja+Compost	13,6	a	9,34	a	1,11	a	18,5	a
	Navelina	Control	18,1	a	11,6	a	1,47	a	25,6	a
		Paja	18,8	a	11,6	a	1,50	a	26,7	a
		Compost	19,7	a	13,1	a	1,59	a	27,0	a
		Paja+Compost	20,4	a	12,9	a	1,57	a	27,6	a
	Parcela		***		***		***		***	
	ANOVA									
	Tratamiento		ns		ns		ns		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. *Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Asimismo, no se observaron diferencias significativas entre parcelas en la concentración de cationes solubles, excepto en Ca y Mg en C1, donde la parcela de Clemenules presentó los valores más altos (Tabla 36). Con respecto a la aplicación de productos orgánicos, los valores significativamente más elevados de Ca, Mg, K y Na se observaron con el aporte de compost, solo o con paja, siendo este último tratamiento el que originó las concentraciones más elevadas en C1.

En la segunda campaña, el efecto del tratamiento fue distinto según la parcela; así, la concentración de Ca, Mg y K fue significativamente superior con la aplicación de compost, con y sin paja, en la parcela de Clemenules y con la aplicación de compost sin combinar con paja en la parcela de Navelina. En cuanto al Na, fue también la aplicación de compost la que ocasionó mayor concentración en el suelo de ambas parcelas.

Tabla 39. Concentración de metales pesados asimilables en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Fe (mg·kg ⁻¹)		Cu (mg·kg ⁻¹)		Mn (mg·kg ⁻¹)		Zn (mg·kg ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	5,29	ab ¹	1,28	a	17,2	b	3,07	a
		Paja	3,93	a	1,46	a	16,2	ab	5,34	a
		Compost	6,11	b	1,29	a	13,6	a	4,30	a
		Paja+Compost	5,70	b	1,20	a	14,2	ab	3,09	a
	Navelina	Control	5,28	ab	1,13	a	18,3	a	1,86	a
		Paja	4,46	a	0,90	a	15,5	a	2,09	a
		Compost	6,85	b	1,08	a	16,5	a	2,57	ab
		Paja+Compost	6,42	b	1,10	a	17,3	a	3,10	b
	Parcela		ns		*		ns		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		ns		ns		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		*	
2	Clemenules	Control	4,08	a	2,24	a	14,1	bc	3,86	a
		Paja	3,47	a	2,44	a	9,67	ab	5,71	a
		Compost	6,90	a	2,45	a	8,49	a	5,12	a
		Paja+Compost	12,5	b	2,54	a	14,8	c	5,07	a
	Navelina	Control	6,60	a	2,28	a	15,9	a	2,98	a
		Paja	5,03	a	2,53	ab	14,9	a	2,75	a
		Compost	19,5	b	2,97	c	20,9	b	6,45	b
		Paja+Compost	5,97	a	2,69	bc	15,6	a	3,27	a
	Parcela		*		*		***		*	
	ANOVA		Tratamiento		***		ns		**	
	Parcela x Tratamiento		***		ns		**		*	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En cuanto a las concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd y Cr) en los suelos de todos los tratamientos (Tabla 37), éstos no representaron un riesgo de acumulación peligrosa según el RD 1310/1990, reglamentación vigente en el momento de desarrollo del ensayo, en ambas parcelas y campañas. No obstante, en la parcela de Navelina en C2, la concentración de Cd en todos los tratamientos, excepto el control, superó el límite permitido (1,5 mg·kg⁻¹) por el RD 1051/2022.

En relación con el efecto de la parcela, el suelo de la de Navelina presentó una concentración significativamente mayor de Fe, Mn, Ni, Pb, Cd y Cr en ambas campañas, así como de Cu y Zn en la campaña 2, independientemente del manejo. Además, el aporte orgánico solo afectó a las concentraciones de Zn y Cu. La acumulación de Zn fue favorecida por el acolchado con paja en la parcela de clementinos en C1, mientras que

la concentración de Cu fue más elevada con el aporte combinado de paja y compost en clementinos, y de compost en navelinas en C2.

Tabla 40. Concentración de cloruros y nitratos en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Cloruros (meq·L ⁻¹)		Nitratos (meq·L ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	2,93	a ¹	1,66	a
		Paja	3,12	a	1,95	a
		Compost	3,46	a	2,46	ab
		Paja+Compost	3,31	a	2,83	b
	Navelina	Control	2,15	a	0,20	a
		Paja	2,39	a	0,29	a
		Compost	2,62	a	0,25	a
		Paja+Compost	2,49	a	0,54	b
	Parcela		***		***	
	ANOVA ²	Tratamiento	ns		**	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns	
2	Clemenules	Control	2,72	ab	1,15	a
		Paja	1,99	a	1,49	a
		Compost	4,33	b	5,76	b
		Paja+Compost	3,46	ab	6,47	b
	Navelina	Control	1,76	a	0,43	a
		Paja	2,18	a	0,70	a
		Compost	2,60	a	2,30	a
		Paja+Compost	1,85	a	1,72	a
	Parcela		*		**	
	ANOVA	Tratamiento	ns		**	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para p<0,05 entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para p > 0.05. * Significativo para p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001 (LSD-Fisher).

Con respecto al efecto parcela sobre la concentración de metales asimilables no fue consistente, con diferencias variables según la campaña (Tabla 39). Así, la concentración de Cu fue significativamente más alta en la parcela de Clemenules en C1 y en la parcela de Navelina en C2.

Tabla 41. Carbono de la biomasa y actividad deshidrogenasa en el suelo de ambas parcelas y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Biomasa-C ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)		Actividad deshidrogenasa [$\mu\text{gTPF}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$]		
1	Clemenules	Control	184	a ¹	8,32	a	
		Paja	207	a	7,94	a	
		Compost	211	a	8,27	a	
		Paja+Compost	140	a	8,09	a	
	Navelina	Control	325	b	7,60	b	
		Paja	252	ab	6,45	a	
		Compost	311	ab	8,42	b	
		Paja+Compost	238	a	6,72	a	
	ANOVA ²	Parcela		***		*	
		Tratamiento		*		ns	
Parcela x Tratamiento		ns		ns			
2	Clemenules	Control	189	a	4,29	a	
		Paja	290	b	4,37	a	
		Compost	214	a	4,44	a	
		Paja+Compost	254	ab	4,22	a	
	Navelina	Control	253	a	3,88	ab	
		Paja	238	a	3,22	a	
		Compost	299	a	4,12	b	
		Paja+Compost	288	a	3,36	a	
	ANOVA ²	Parcela		ns		*	
		Tratamiento		ns		ns	
Parcela x Tratamiento		ns		ns			

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

A propósito del efecto tratamiento, la aplicación de compost con y sin paja fueron las que produjeron diferencias en estos parámetros. De este modo, la concentración de Fe se vio aumentada por la aplicación de compost en ambas parcelas en C1, y por el aporte combinado de paja y compost en la parcela de Clemenules y solo de compost en Navelina en C2 con respecto al suelo control. En esta misma campaña, la aplicación de compost con y sin paja aumentó de forma significativa el Cu, con respecto al suelo control, independientemente de la parcela. Igualmente, en C2, la aplicación de compost afectó a la concentración de Mn asimilable, aunque fue de forma diferente según la parcela; en Clemenules, el suelo con compost presentó el menor valor y en Navelina la mayor concentración. En el caso del Zn, la combinación de paja y compost en la parcela

de Navelina en C1, y con compost en C2, fueron las aplicaciones que dieron los valores más elevados de este metal (Tabla 39).

Tabla 42. Concentración foliar de macronutrientes principales de ambas variedades y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	N (%)		P (%)		K (%)	
1	Clemenules	Control	2,35	a ¹ (B) ²	0,17	a (A)	1,33	a (MA)
		Paja	2,40	ab (O)	0,18	a (A)	1,44	a (MA)
		Compost	2,43	ab (O)	0,17	a (A)	1,33	a (MA)
		Paja+Compost	2,44	b (O)	0,18	a (A)	1,40	a (MA)
	Navelina	Control	2,43	a (B)	0,14	a (O)	0,97	a (O)
		Paja	2,53	b (O)	0,14	a (O)	0,97	a (O)
		Compost	2,56	bc (O)	0,14	a (O)	1,01	a (A)
		Paja+Compost	2,65	c (O)	0,16	b (O)	1,05	a (A)
	Parcela		***		***		***	
	ANOVA ³	Tratamiento	***		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	2,31	a (B)	0,13	a (O)	1,15	a (A)
		Paja	2,32	a (B)	0,13	a (O)	1,17	a (A)
		Compost	2,36	a (B)	0,13	a (O)	1,14	a (A)
		Paja+Compost	2,37	a (B)	0,13	a (O)	1,20	a (A)
	Navelina	Control	2,36	a (B)	0,12	a (B)	0,83	a (O)
		Paja	2,36	a (B)	0,12	a (B)	0,88	a (O)
		Compost	2,38	a (B)	0,12	a (B)	0,84	a (O)
		Paja+Compost	2,41	a (B)	0,11	a (B)	0,81	a (O)
	Parcela		ns		***		***	
	ANOVA	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA). ³ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

Igualmente, el manejo influyó en la concentración de los iones nitrato, sin afectar a la concentración de cloruros, observándose valores significativamente más elevados con los tratamientos en los que se aportó compost solo o con paja, en ambas campañas (Tabla 40). En cuanto a las diferencias entre parcelas, se observaron menores concentraciones de nitratos en navelinas, que ya presentaba esta tendencia en el muestreo inicial.

Asimismo, en los parámetros bioquímicos analizados, C de la biomasa microbiana y actividad deshidrogenasa, se encontraron diferencias significativas entre las dos

parcelas (Tabla 41). El contenido de C de la biomasa fue mayor en el suelo de Navelina en C1; en cambio, la actividad fue más elevada en el suelo de Clemenules en ambas campañas. Además, solo se observó efecto del tratamiento en el C biomasa, donde el aporte combinado de paja y compost originó una concentración significativamente menor respecto al suelo control en ambas parcelas en C1.

Absorción de nutrientes por la planta

El efecto de la aplicación de paja como acolchado, compost y su combinación sobre la absorción de nutrientes por la planta se evaluó a través del análisis de macro (N, P, K, Ca, Mg, Na y S) y micronutrientes (Fe, Zn, Mn, B, Cu y Mo) en las hojas de brotes vegetativos terminales de primavera sin fruto terminal ni otra brotación posterior.

Tabla 43. Concentración foliar de macronutrientes secundarios de ambas variedades y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	S (%)
1	Clemenules	Control	3,69 a ¹ (O) ²	0,27 a (O)	0,021 a	0,33 b (O)
		Paja	3,68 a (O)	0,28 a (O)	0,021 a	0,32 b (O)
		Compost	3,77 a (O)	0,28 a (O)	0,017 a	0,27 a (O)
		Paja+Compost	3,53 a (O)	0,27 a (O)	0,018 a	0,30 b (O)
	Navelina	Control	5,56 a (A)	0,27 a (O)	0,020 ab	0,30 a (O)
		Paja	5,52 a (A)	0,25 a (O)	0,016 a	0,30 a (O)
		Compost	5,39 a (A)	0,26 a (O)	0,016 a	0,30 a (O)
		Paja+Compost	5,39 a (A)	0,26 a (O)	0,032 b	0,32 a (O)
	Parcela		***	*	ns	ns
	ANOVA ³		ns	ns	ns	*
	Parcela x Tratamiento		ns	ns	ns	*
2	Clemenules	Control	4,09 a (O)	0,27 a (O)	0,012 a	0,23 a (O)
		Paja	4,19 a (O)	0,27 a (O)	0,018 a	0,23 a (O)
		Compost	3,89 a (O)	0,27 a (O)	0,017 a	0,23 a (O)
		Paja+Compost	4,01 a (O)	0,26 a (O)	0,018 a	0,24 a (O)
	Navelina	Control	5,40 a (A)	0,26 a (O)	0,020 a	0,24 a (O)
		Paja	5,26 a (A)	0,24 a (O)	0,014 a	0,24 a (O)
		Compost	5,37 a (A)	0,25 a (O)	0,017 a	0,24 a (O)
		Paja+Compost	4,92 a (O)	0,23 a (O)	0,014 a	0,23 a (O)
	Parcela		***	**	ns	ns
	ANOVA		ns	ns	ns	ns
	Parcela x Tratamiento		ns	ns	ns	ns

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA). ³ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

En relación con los macronutrientes principales, solo la concentración de N foliar de los árboles control de ambas parcelas se encontró por debajo del intervalo óptimo considerado por Quiñones et al. (2012) para cítricos en la primera campaña (Tabla 42). Sin embargo, en C2, los árboles de todos los tratamientos presentaron valores bajos de este nutriente. En cuanto al P, las concentraciones foliares entre campañas pasaron de valores altos y normales en C1 a óptimos y bajos en C2, de acuerdo con los rangos establecidos por Quiñones et al. (2012) para las parcelas de Clemenules y Navelinas, respectivamente. Los niveles foliares de K fueron altos en clementinos y óptimos en navelinos en las dos temporadas.

Tabla 44. Concentración foliar de micronutrientes de ambas variedades y campañas (I).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Fe (mg·kg ⁻¹)		Zn (mg·kg ⁻¹)		Mn (mg·kg ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	56,2	a ¹ (O) ²	23,7	a ¹ (B) ²	21,0	a (B)
		Paja	66,6	a (O)	21,1	a (B)	18,7	a (B)
		Compost	55,4	a (B)	22,0	a (B)	20,0	a (B)
		Paja+Compost	62,5	a (O)	20,5	a (B)	17,8	a (B)
	Navelina	Control	48,5	a (B)	26,0	a (O)	15,7	a (B)
		Paja	48,3	a (B)	30,2	b (O)	17,1	a (B)
		Compost	77,9	a (O)	26,0	a (O)	16,1	a (B)
		Paja+Compost	43,5	a (B)	26,8	ab (O)	15,3	a (B)
	Parcela		ns		***		***	
	ANOVA ³	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	57,6	a (B)	14,3	a (B)	13,2	a (B)
		Paja	63,0	a (O)	12,9	a (MB)	12,8	a (B)
		Compost	55,4	a (B)	15,6	a (B)	13,2	a (B)
		Paja+Compost	60,0	a (O)	14,3	a (B)	12,8	a (B)
	Navelina	Control	63,7	a (O)	12,4	a(B)	10,8	a (MB)
		Paja	58,1	a (B)	11,5	a (MB)	10,4	a (MB)
		Compost	70,6	a (O)	10,3	a (MB)	10,4	a (MB)
		Paja+Compost	66,2	a (O)	10,9	a (MB)	10,2	a (MB)
	Parcela		ns		***		***	
	ANOVA	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para p<0,05 entre tratamientos para cada variedad. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (O); alto (A); muy alto (MA). ³ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para p > 0.05. * Significativo para p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001 (LSD-Fisher).

Con respecto a las concentraciones de los macronutrientes secundarios, los valores de Ca (Tabla 43) se encontraron en niveles óptimos en la parcela de clementinos y altas en

la de navelinos. Por último, se observaron concentraciones óptimas tanto de Mg como de S en las dos campañas y variedades (Quiñones et al., 2012).

Tabla 45. Concentración foliar de micronutrientes de ambas variedades y campañas (II).

Campaña	Parcela	Tratamiento	B (mg·kg ⁻¹)		Cu (mg·kg ⁻¹)		Mo (mg·kg ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	44,0	ab ¹ (0) ²	6,19	a (0)	0,10	a (0)
		Paja	48,1	b (0)	6,68	a (0)	0,11	a (0)
		Compost	41,8	a (0)	5,85	a (0)	0,10	a (0)
		Paja+Compost	41,7	a (0)	6,06	a (0)	0,12	a (0)
	Navelina	Control	27,3	a (0)	6,10	a (0)	0,07	a (B)
		Paja	27,2	a (0)	6,66	a (0)	0,06	a (B)
		Compost	32,1	a (0)	6,88	a (0)	0,06	a (B)
		Paja+Compost	40,7	b (0)	5,68	a (0)	0,05	a (MB)
	Parcela		***		ns		***	
	ANOVA ³	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	**		ns		ns	
2	Clemenules	Control	40,2	a (0)	7,27	a (0)	0,07	bc (B)
		Paja	41,2	a (0)	7,38	a (0)	0,08	c (B)
		Compost	41,1	a (0)	6,84	a (0)	0,06	a (B)
		Paja+Compost	39,0	a (0)	8,19	a (0)	0,07	ab (B)
	Navelina	Control	35,6	bc (0)	8,62	a (0)	0,04	ab (MB)
		Paja	28,5	ab (0)	8,41	a (0)	0,04	ab (MB)
		Compost	37,4	c (0)	9,24	a (0)	0,05	b (MB)
		Paja+Compost	27,8	a (0)	7,91	a (0)	0,04	a (MB)
	Parcela		***		ns		***	
	ANOVA	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		**	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²Entre paréntesis diagnóstico nutricional: muy bajo (MB); bajo (B); óptimo (0); alto (A); muy alto (MA). ³ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Asimismo, el aporte de las distintas aplicaciones orgánicas tan solo originó un incremento de la concentración foliar de N con respecto al control en C1 y, por el contrario, el aporte de compost dio lugar a una menor concentración de S en la parcela de clementinos.

No se observaron diferencias significativas en la concentración foliar de N y S en C2 ni en la concentración del resto de macronutrientes debidas a los tratamientos en ambas campañas. En cuanto a las diferencias entre parcelas, la concentración foliar de N en C1

y de P, K, Ca y Mg en ambas campañas fue diferente entre las variedades estudiadas (Tablas 42 y 43).

Los niveles de micronutrientes foliares de Fe, B y Cu de ambas variedades fueron de bajos a óptimos y los de Zn, Mn, y Mo de óptimos a muy bajos, principalmente en la segunda campaña de Navelina (Quiñones et al., 2012). El efecto de la variedad se observó en la concentración de Zn, Mn, B y Mo (Tablas 44 y 45). Así, en Clemenules, la concentración de Mn, B y Mo fue superior en ambas campañas, mientras que el Zn fue menor en C1, pero mayor en C2, con respecto a la Navelina.

Tabla 46. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas (I).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Peso fruto (g)	Nº frutos-árbol ⁻¹	Diámetro fruto (cm)	Índice color
1	Clemenules	Control	98 a ¹	382 a	6,04 a	6,39 a
		Paja	106 b	342 a	6,18 a	6,20 a
		Compost	97 a	537 b	6,03 a	8,04 b
		Paja+Compost	100 ab	401 ab	6,05 a	6,12 a
	Navelina	Control	240 b	542 a	7,82 ab	7,93 a
		Paja	246 b	525 a	7,96 b	7,45 a
		Compost	216 a	629 a	7,62 a	7,95 a
		Paja+Compost	228 ab	555 a	7,69 a	8,03 a
	Parcela		***	***	***	**
	ANOVA ² Tratamiento		**	*	**	ns
	Parcela x Tratamiento		ns	ns	ns	ns
2	Clemenules	Control	90 a	1.441 bc	6,02 a	5,99 b
		Paja	96 a	1.191 ab	6,11 a	3,38 a
		Compost	91 a	1.163 a	5,95 a	6,26 b
		Paja+Compost	90 a	1.606 c	5,93 a	5,60 b
	Navelina	Control	223 a	677 a	7,81 a	6,80 a
		Paja	239 a	623 a	7,92 a	6,70 a
		Compost	234 a	632 a	7,82 a	6,16 a
		Paja+Compost	223 a	734 a	7,72 a	6,45 a
	Parcela		***	***	***	**
	ANOVA Tratamiento		ns	**	ns	ns
	Parcela x Tratamiento		ns	ns	ns	ns

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

Por otro lado, los aportes de productos orgánicos tan solo afectaron al B en C1 y al Mo en C2, de forma diferente según parcela. De este modo, el tratamiento de paja con compost presentó el valor de B foliar más alto en Navelina, sin observarse diferencias significativas en Clemenules, y el aporte de compost la concentración más baja de Mo en Clemenules, sin efectos detectables en Navelina.

Efecto sobre la producción y calidad del fruto

El efecto de la aplicación de paja de arroz como cubierta vegetal, compost y su combinación sobre la producción y calidad del fruto se evaluó a través del peso de la fruta, del análisis de parámetros físicos (peso medio de fruto, número de frutos por árbol, diámetro de fruto, espesor de la corteza, peso de la corteza más pulpa y zumo, e IC) y parámetros químicos (SST, acidez e IM).

Tabla 47. Parámetros físicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas (II).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Espesor corteza (mm)		Peso corteza+pulpa (%)		Peso zumo (%)	
1	Clemenules	Control	2,83	a ¹	50,9	a	49,1	a
		Paja	2,83	a	50,0	a	50,0	a
		Compost	3,14	a	50,5	a	49,5	a
		Paja+Compost	3,04	a	48,0	a	52,0	a
	Navelina	Control	4,69	a	51,7	a	48,3	a
		Paja	4,56	a	51,4	a	48,6	a
		Compost	4,61	a	52,7	a	47,4	a
		Paja+Compost	4,40	a	51,8	a	48,3	a
	Parcela		***		ns		ns	
	ANOVA ²	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	2,80	a	47,7	a	52,3	a
		Paja	2,86	a	48,6	a	51,5	a
		Compost	2,92	a	48,1	a	51,9	a
		Paja+Compost	2,81	a	47,0	a	53,0	a
	Navelina	Control	5,70	a	58,2	a	41,8	a
		Paja	5,68	a	59,9	b	40,1	a
		Compost	5,87	a	59,6	ab	40,4	a
		Paja+Compost	5,81	a	60,3	b	39,7	a
	Parcela		***		***		***	
	ANOVA	Tratamiento	ns		ns		ns	
		Parcela x Tratamiento	ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0.05$. * Significativo para $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$ (LSD-Fisher).

Además, análisis en zumo de vitamina C, flavonoides (narirutina, hesperidina y didimina), carotenoides (β -criptoxantina y β -caroteno), ácidos orgánicos (cítrico y málico y succínico) y azúcares (fructosa, glucosa y sacarosa) en la fruta recolectada.

En todos los tratamientos y en ambas campañas, los frutos cumplieron con los requisitos de calibre y madurez establecidos por las Normas de Calidad de Cítricos de la UE (Reglamento UE nº. 1890/2021) para la comercialización de clementinas y naranjas del grupo Navel.

En el caso de las clementinas, el diámetro de los frutos fue superior a 35 mm, el contenido mínimo de zumo superó el 40 % y el IM excedió el valor mínimo de 7,0. Para las naranjas grupo Navel, el diámetro de los frutos fue superior a 53 mm, el contenido mínimo de zumo del fruto superó el 33 % y el IM excedió el valor mínimo de 6,5.

Tabla 48. Parámetros químicos de calidad del fruto en recolección de ambas variedades y campañas.

Campaña	Parcela	Tratamiento	Sólidos solubles (°Brix)		Acidez (g·L ⁻¹)		Índice madurez	
1	Clemenules	Control	10,8	a ¹	0,95	a	11,4	a
		Paja	10,9	a	0,96	a	11,4	a
		Compost	11,1	a	0,98	a	11,4	a
		Paja+Compost	10,8	a	0,96	a	11,4	a
	Navelina	Control	10,7	b	1,34	a	8,01	a
		Paja	10,3	a	1,25	a	8,28	a
		Compost	10,7	b	1,33	a	8,08	a
		Paja+Compost	10,8	b	1,33	a	8,07	a
	Parcela		**		***		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		ns		ns	
			Parcela x Tratamiento		ns		ns	
2	Clemenules	Control	11,6	a	0,98	a	11,9	a
		Paja	11,4	a	1,02	a	11,2	a
		Compost	11,6	a	0,99	a	11,8	a
		Paja+Compost	11,8	a	0,99	a	11,9	a
	Navelina	Control	11,6	a	1,49	a	7,85	a
		Paja	11,3	a	1,40	a	8,08	a
		Compost	11,7	a	1,50	a	7,80	a
		Paja+Compost	11,5	a	1,47	a	7,81	a
	Parcela		ns		***		***	
	ANOVA		Tratamiento		ns		ns	
			Parcela x Tratamiento		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Por otro lado, y relacionado con los factores evaluados, la variedad cultivada influyó significativamente en la producción (Figura 27) y en todos los parámetros físicos y químicos evaluados en ambas campañas, salvo en el peso de la corteza y del zumo en C1 y los SST en C2 (Tabla 48), debido a las diferencias propias existentes entre mandarinas y naranjas en todos estos parámetros.

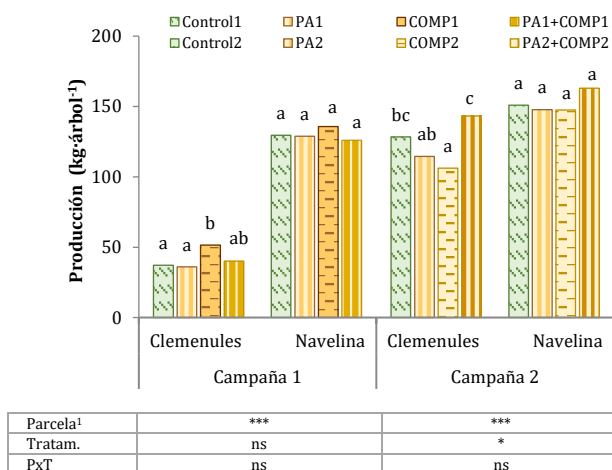


Figura 27. Producción obtenida en ambas variedades y campañas.

¹ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción (ns $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; LSD-Fisher). Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad según LSD-Fisher.

De este modo, en cuanto a la producción y a los parámetros físicos y químicos, como el peso y diámetro del fruto, el espesor, la acidez y el IC fueron significativamente superiores en navelinas en ambas campañas; también lo fue el número de frutos en C1 y el porcentaje de corteza en C2. Las clementinas presentaron un mayor índice de madurez en ambas campañas, así como un mayor porcentaje de sólidos solubles en C1 y un mayor número de frutos y de porcentaje de zumo en C2.

Los tratamientos empleados afectaron de forma diferente a los parámetros de calidad. Los frutos de las dos variedades con menor peso medio se observaron en los árboles donde se había aplicado compost en C1. En cuanto al número de frutos por árbol, ambas variedades produjeron más frutos con el aporte de compost en C1; mientras que en C2 fueron los aportes de paja y de compost los que originaron menor número de frutos que los árboles control. En el diámetro del fruto en C1, fue la cubierta de paja la que ocasionó los frutos con calibre significativamente mayor en clementinas y navelinas.

Respecto a las diferencias entre campañas, la producción en Clemenules aumentó notablemente en todos los tratamientos en la segunda campaña.

Asimismo, la concentración de los metabolitos secundarios del zumo, tanto la vitamina C como los flavonoides (narirutina, hesperidina y didimina), fue significativamente

superior en las navelinas en ambas campañas (Tabla 49). Además, en C2, las aplicaciones de paja como acolchado y de compost dieron lugar a las concentraciones significativamente más bajas de hesperidina en las dos variedades. Por otro lado, se observó una disminución de la concentración de los flavonoides de la primera a la segunda campaña en todos los tratamientos y para ambas variedades.

Tabla 49. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (I).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Vitamina C		Narirutina (mg·100mL ⁻¹)		Hesperidina		Didimina	
1	Clemenules	Control	42,2	a ¹	1,26	a ¹	13,3	a	0,32	a
		Paja	40,2	a	1,28	a	13,4	a	0,30	a
		Compost	37,4	a	1,19	a	13,2	a	0,28	a
		Paja+Compost	41,5	a	1,39	a	13,7	a	0,31	a
	Navelina	Control	45,9	a	5,88	a	16,7	a	1,94	a
		Paja	41,8	a	5,21	a	17,2	a	1,70	a
		Compost	45,9	a	5,72	a	16,7	a	1,89	a
		Paja+Compost	44,0	a	5,42	a	16,7	a	1,82	a
	Parcela		***		***		***		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		ns		ns		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		ns	
2	Clemenules	Control	38,8	a	0,36	a	8,50	b	0,16	b
		Paja	41,8	b	0,29	a	7,59	a	0,14	a
		Compost	40,8	ab	0,36	a	8,55	b	0,15	ab
		Paja+Compost	41,4	ab	0,31	a	8,22	b	0,16	b
	Navelina	Control	51,5	a	2,31	a	15,1	c	0,81	a
		Paja	50,5	a	2,28	a	13,4	a	0,81	a
		Compost	50,9	a	2,64	a	13,8	ab	0,96	a
		Paja+Compost	49,7	a	2,38	a	14,5	bc	0,82	a
	Parcela		***		***		***		***	
	ANOVA		Tratamiento		ns		***		ns	
	Parcela x Tratamiento		ns		ns		ns		ns	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para p<0,05 entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para p > 0.05. * Significativo para p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001 (LSD-Fisher).

Además, el efecto de los tratamientos fue diferente en función de la variedad en los carotenoides. Así, la adición de compost redujo la concentración de carotenoides en ambas variedades en comparación con el control en C1, la aplicación de paja disminuyó la concentración de β-criptoxantina en las dos variedades y la de β-caroteno únicamente en el zumo de clementinas y la combinación de paja y compost incrementó

la concentración de β -criptoxantina exclusivamente en Clemenules. En C2, el tratamiento de paja con compost aumentó la β -criptoxantina en Clemenules y el tratamiento de paja disminuyó la concentración de β -caroteno en Navelina.

Por otro lado, el factor de la variedad afectó a la concentración de los ácidos orgánicos. Las concentraciones de los ácidos cítrico y succínico fueron significativamente mayores en el zumo de navelinas, mientras que la del ácido málico fue menor en las navelinas, en ambas campañas. En el caso del ácido succínico, no hubo diferencias significativas entre tratamientos en C1 en ninguna de las variedades, mientras que el acolchado de paja provocó el mayor valor en el zumo de las clementinas, sin diferencias entre tratamientos en navelinas, en C2 (Tabla 51).

Tabla 50. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (II).

Campaña	Parcela	Tratamiento	β -Criptoxantina (mg·L ⁻¹)		β -Caroteno (mg·L ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	16,1	c ¹	0,60	c
		Paja	10,0	a	0,39	a
		Compost	15,2	b	0,54	b
		Paja+Compost	17,4	d	0,61	c
	Navelina	Control	5,22	c	0,47	bc
		Paja	4,39	b	0,50	c
		Compost	3,75	a	0,39	a
		Paja+Compost	5,19	c	0,45	b
	ANOVA ²	Parcela ¹	***		***	
		Tratamiento	***		***	
		Parcela x Tratamiento	***		***	
2	Clemenules	Control	8,02	a	0,27	ab
		Paja	6,79	a	0,20	a
		Compost	7,89	a	0,24	a
		Paja+Compost	10,2	b	0,33	b
	Navelina	Control	2,04	a	0,12	b
		Paja	2,05	a	0,09	a
		Compost	1,76	a	0,13	b
		Paja+Compost	2,24	a	0,11	ab
	ANOVA	Parcela	***		***	
		Tratamiento	**		**	
		Parcela x Tratamiento	**		*	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

Por último, en cuanto a los azúcares analizados, la concentración de sacarosa en el zumo de clementinas fue significativamente mayor que en el de Navelina en ambas campañas; sin embargo, las concentraciones de fructosa y de glucosa fueron menores.

Respecto a los tratamientos, éstos no afectaron a la concentración de los azúcares en la primera campaña del ensayo. Por el contrario, el tratamiento con paja presentó una menor concentración de fructosa que el control, independientemente de la variedad, mientras que el zumo de clementinas procedente de árboles con aporte de paja y de paja con compost, mostró una concentración significativamente mayor de glucosa en C2.

Tabla 51. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (III).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Ácido cítrico (g·L ⁻¹)		Ácido málico (g·L ⁻¹)		Ácido succínico (g·L ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	6,32	a ¹	4,78	a	1,77	a
		Paja	5,51	a	3,99	a	1,41	a
		Compost	5,68	a	4,09	a	1,34	a
		Paja+Compost	6,19	a	4,69	a	1,62	a
	Navelina	Control	10,7	a	2,22	a	1,84	a
		Paja	10,5	a	2,21	a	1,67	a
		Compost	12,4	a	2,43	a	2,01	a
		Paja+Compost	11,9	a	2,19	a	1,80	a
	Parcela		***		***		**	
	ANOVA ²		Tratamiento	ns	ns		ns	
			Parcela x Tratamiento	ns	ns		ns	
2	Clemenules	Control	7,10	a	3,33	a	0,84	a
		Paja	7,09	a	3,22	a	0,97	b
		Compost	6,94	a	2,95	a	0,85	a
		Paja+Compost	6,82	a	3,06	a	0,78	a
	Navelina	Control	11,3	a	1,60	a	1,35	a
		Paja	11,4	a	1,82	a	1,33	a
		Compost	11,1	a	1,54	a	1,23	a
		Paja+Compost	12,4	b	1,75	a	1,51	a
	Parcela		***		***		***	
	ANOVA		Tratamiento	ns	ns		ns	
			Parcela x Tratamiento	ns	ns		*	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para p<0,05 entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para p > 0.05. * Significativo para p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001 (LSD-Fisher).

Tabla 52. Concentración de metabolitos secundarios del zumo en recolección de ambas variedades y campañas (IV).

Campaña	Parcela	Tratamiento	Fructosa (g·L ⁻¹)		Glucosa (g·L ⁻¹)		Sacarosa (g·L ⁻¹)	
1	Clemenules	Control	12,7	a ¹	10,9	a	61,6	a
		Paja	12,6	a	11,2	a	57,7	a
		Compost	12,3	a	10,9	a	58,9	a
		Paja+Compost	13,0	a	10,9	a	63,5	a
	Navelina	Control	17,7	a	16,0	a	38,6	a
		Paja	17,8	a	15,0	a	38,1	a
		Compost	19,0	a	16,3	a	40,8	a
		Paja+Compost	18,6	a	15,3	a	38,9	a
	Parcela		***		***		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		ns		ns	
			Parcela x Tratamiento		ns		ns	
2	Clemenules	Control	16,0	a	15,8	a	65,0	a
		Paja	15,8	a	16,7	b	64,6	a
		Compost	15,9	a	15,5	a	64,3	a
		Paja+Compost	16,9	b	17,8	c	66,7	a
	Navelina	Control	22,6	a	24,0	a	47,0	a
		Paja	20,3	a	21,9	a	44,8	a
		Compost	20,9	a	22,7	a	45,3	a
		Paja+Compost	21,3	a	22,2	a	45,3	a
	Parcela		***		***		***	
	ANOVA ²		Tratamiento		*		ns	
			Parcela x Tratamiento		ns		***	

¹Diferencias entre medias mediante LSD de Fisher. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0,05$ entre tratamientos para cada variedad. ²ANOVA. Diferencias significativas debidas a los factores evaluados y a su interacción. ns: no diferencias significativas para $p > 0,05$. * Significativo para $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$ (LSD-Fisher).

4.3.3 Efecto sobre la fertilidad del suelo y la nutrición de plantas de cítricos

El efecto de los productos orgánicos aplicados en tres parcelas, una en inundación y dos de riego localizado, se evaluó sobre la fertilidad del suelo, la absorción de nutrientes por la planta, la producción de los cultivos, así como, la calidad del fruto. En muchos casos, la comparación con los resultados ofrecidos en la literatura científica resulta muy difícil debido a las diferentes características de cada ensayo en cuanto a productos orgánicos, dosis aportadas, tipo de suelo, condiciones ambientales o cultivos empleados.

Fertilidad del suelo

La humedad del suelo, aunque no sea un parámetro directamente relacionado con la fertilidad, puede verse modificada por el aporte de productos orgánicos usados como acolchado, influyendo en la mejora de la estructura del suelo, reduciendo problemas de salinidad, aumentando el rendimiento de los cultivos y reduciendo el consumo de insumos (Chandra et al., 2002; Rahman et al., 2006; Chalker-Scott, 2007; Abd El-Mageed et al., 2016). En riego por inundación, sin aporte de paja, los aportes orgánicos no afectaron a este parámetro, independientemente de la dosis de compost aplicada. Sin embargo, en riego localizado en la primera campaña, los valores de humedad fueron más elevados cuando se aplicó paja como acolchado y cuando ésta se combinó con compost, en comparación con la aplicación de compost solo, sin observarse ningún efecto en la segunda campaña, posiblemente debido a que se tomó la muestra de suelo cercana al momento del último riego, reduciendo el efecto de los tratamientos en este segundo año. Este efecto sería consecuencia de la reducción de la evaporación del agua que habría producido el acolchado. Estudios previos en suelos cítricos han documentado este aumento en la humedad asociado al empleo de paja como cubierta (Liu et al., 2012; Liu et al., 2014; Keesstra et al., 2019), siendo uno de los beneficios destacados de este producto orgánico. Con respecto a las parcelas de riego localizado, el contenido de humedad fue mayor en el suelo de Navelina que en el de Clemenules, en ambas campañas, posiblemente debido a diferencias en el manejo del riego, con volúmenes aportados superiores en la parcela de naranja.

El pH de las tres parcelas disminuyó en el segundo año de aplicación de compost, con una mayor reducción al utilizar doble dosis, en la parcela con riego por inundación. Este resultado sería el efecto combinado del pH ligeramente ácido del compost de paja utilizado en la segunda campaña, junto con el efecto acumulativo de la aplicación de MO dos años consecutivos. Efectivamente, la producción de NH_4 , CO_2 y ácidos orgánicos que tiene lugar durante la mineralización de la MO por las comunidades microbianas, produce el descenso del pH del suelo (Magdich y Rouina, 2022). Roca-Pérez et al. (2009), han descrito un efecto similar con aplicaciones de compost de paja y lodos de EDAR en cítricos cultivados en suelo arcilloso, observando, igualmente, un descenso más pronunciado del pH con dosis más altas de compost.

La adición de compost aumentó la salinidad del suelo en las tres parcelas estudiadas, con incrementos más pronunciados a mayores dosis de compost, tal y como se observó en la parcela de riego por inundación. Asimismo, tras dos años de aplicación, y teniendo en cuenta que los compost aportados no presentaban diferencias significativas en este parámetro (Apartado 4.2.), hubo un efecto acumulativo de sales, evidenciado por los valores superiores de CE registrados en la segunda campaña. El aumento de la salinidad del suelo por aplicación de compost en cítricos ha sido indicado por otros autores previamente, como Roca-Pérez et al. (2009,) tras la aplicación, igualmente, de compost

de lodos y paja en un suelo arcilloso. Este incremento en la CE podría estar relacionado con los iones solubles presentes en los materiales orgánicos y con los iones liberados por la biodegradación de la MO (Ribó et al., 2004). Los valores de CE en las tres parcelas no superaron el límite de $4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, establecido para considerar un suelo como salino, pero en algunos casos sí superaron el umbral de $1,7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, valor a partir del cual disminuye el rendimiento de los cítricos (Pomares 1986; Juárez et al., 2006). Por tanto, sería recomendable considerar la reducción de las dosis aplicadas anualmente o realizar aplicaciones de forma bianual. Un manejo adecuado del agua de riego también ayudaría a reducir el valor de la CE mediante el lavado de sales y la redistribución de cationes entre la solución del suelo y el complejo de intercambio (Madejón et al., 2003). Asimismo, es bien conocido el efecto positivo de la aplicación de la MO en la estructura y permeabilidad del suelo (Lakhdar et al., 2009). Por ello, la aplicación anual de compost en dosis optimizadas podría mejorar la estructura del suelo, favoreciendo tanto el drenaje como el lavado de sales, lo que ayudaría a mitigar el aporte salino asociado al compost.

Tal y como se observa en la mayoría de los suelos de la Comunidad Valenciana, la concentración de carbonatos totales fue elevada en la parcela de riego por inundación y en la de Clemenules de riego por goteo. En las parcelas con riego por goteo, en la primera campaña, los valores en el suelo de Clemenules fueron superiores a los del suelo de Navelina, resultado que ya se había observado en el análisis de suelo previo al inicio del ensayo. Además, en la segunda campaña, los carbonatos aumentaron con el aporte doble de compost en la parcela de riego por inundación, así como con la incorporación de paja, sola o combinada con compost, en el suelo de Clemenules. Sin embargo, en la parcela de Navelina no se observaron efectos. Este comportamiento diferencial podría estar vinculado a la variación en la velocidad de mineralización de la MO en los distintos suelos. En los suelos de Tango y Clemenules, una descomposición más rápida podría haber generado una mayor velocidad de liberación de CO_2 , lo que favorecería la formación de CaCO_3 y permitiría detectar antes las modificaciones derivadas del manejo del suelo.

Cuando las concentraciones de carbonatos son elevadas, es necesario evaluar el contenido de caliza activa, puesto que valores superiores al 10 % pueden ocasionar problemas de falta de P y de clorosis en los cultivos, debido a la dificultad en la absorción de P y micronutrientes (Fe, Mn, Zn y Cu), al encontrarse en formas no asimilables (Garrido 1993; MAPA, 2010). En las parcelas evaluadas, todos los valores se mantuvieron por debajo de este umbral; es más, en la parcela de riego por inundación el aporte de la dosis doble de compost, en la segunda campaña, disminuyó la concentración de caliza activa, favoreciendo la biodisponibilidad de los nutrientes. Esta reducción podría haberse debido a su disolución por ácidos orgánicos, cuya síntesis se habría visto favorecida durante la descomposición de la MO. Efectivamente, la

aplicación de doble dosis de compost, junto con el efecto acumulativo de la segunda campaña, habría aumentado la fracción de MO degradable del suelo.

El incremento de la MO del suelo con la aplicación de productos orgánicos es uno de los principales beneficios mencionados en la literatura (Madejón et al., 2003; Aguilar et al., 2012; Martínez-Alcántara et al., 2016). En las tres parcelas evaluadas, la concentración de MO, y por tanto de CO, aumentó con el aporte compost. La aplicación de dosis doble, en la parcela de riego por inundación, no produjo un incremento mayor que la aplicación de dosis simple. Por tanto, un aumento de la dosis empleada no ocasiona un mayor incremento de la MO estabilizada en el suelo. Del mismo modo, la adición de compost combinado con paja, en las parcelas con riego por goteo, tampoco produjo un efecto diferente al de la aplicación de compost sin paja. Por otro lado, aunque en la parcela de riego por inundación, se observó que, a pesar de la aplicación de compost, no se consiguen compensar las pérdidas anuales de materia orgánica por mineralización, tal y como indica el descenso en el contenido de materia orgánica en la segunda campaña; en las parcelas con riego localizado sí que se alcanzaron valores de MO en el segundo año superiores a los de la primera campaña. Este último resultado coincide con el obtenido por Albiach (1997), quién observó la existencia de un efecto acumulativo de MO en el suelo, tras la aplicación, durante dos años consecutivos, de diversos productos orgánicos (estiércol de oveja, lodos y compost de RSU) en una parcela de Valencia late.

Las diferencias entre tratamientos en cuanto a N orgánico fueron similares a las obtenidas en la concentración de MO, observándose un aumento con la aplicación de compost. Madejón et al. (2003) también reportaron un incremento de la concentración de N en el suelo con aporte orgánico y mineral tras tres años de aplicación en una parcela de naranjas Valencia, tanto con aporte de compost de lodos de alpechín en dosis similar a la doble dosis aplicada en la parcela de inundación y a la de las parcelas con riego localizado, como con dosis más elevadas de compost de RSU, en comparación con el suelo abonado con fertilización mineral únicamente. Asimismo, Roca-Pérez et al. (2009) obtuvieron una mayor concentración de N en el suelo tras la aplicación de compost elaborado con lodos de EDAR y paja de arroz en cítricos cultivados en suelo arcilloso de la región de Valencia. Por otro lado, los valores obtenidos de relación C/N, en todos los tratamientos y las dos campañas, fueron mayoritariamente adecuados, dado que una relación entre 10 y 12 permite una correcta liberación de N, mientras que con valores por encima o por debajo de estas cifras, la liberación es escasa o excesiva, respectivamente (MAPA, 2010).

Referente a la concentración de P asimilable en el suelo, ésta aumentó, en comparación con los controles, tras la aplicación de ambas dosis de compost en la parcela de riego por inundación, en ambas campañas, y con los aportes de compost y compost con paja en las parcelas de riego por goteo en la segunda campaña. Estos incrementos de P

asimilable en el suelo concuerdan con estudios realizados por otros autores con aportes de compost en cultivos de cítricos (Madejón et al., 2003; Roca-Pérez et al., 2009). Un mismo manejo puede producir efectos de distinta intensidad, tal y como se observó en las parcelas de riego localizado, donde el aporte de paja con compost en la parcela de Clemenules dio lugar a un aumento de la concentración de P mucho más marcado que en la parcela de Navelina. A pesar del pH básico del suelo de las tres parcelas evaluadas y los altos contenidos de carbonatos en las parcelas de Tango y Clemenules, el aporte orgánico logró incrementar la disponibilidad de P, obteniéndose valores altos o muy altos. Este resultado debe considerarse para el cálculo de la fertilización mineral fosforada en los cultivos, reduciendo los aportes de este nutriente en los planes de abonado de las siguientes campañas, conforme a lo establecido en el nuevo RD 1051/2022 de nutrición sostenible de los suelos agrícolas, a fin de prevenir desequilibrios nutricionales, ya que el P puede ejercer un efecto antagonista sobre la absorción de ciertos micronutrientes como el Cu y el Zn y, sobre todo, de reducir problemas de contaminación ambiental (Pomares y Albiach 2008).

Respecto a la concentración de cationes asimilables, los valores de Ca fueron altos en las parcelas estudiadas en ambas campañas y, dentro de las parcelas de riego localizado, superiores en el suelo de Navelina que en el de Clemenules, a pesar de que, en los análisis previos al ensayo, la concentración de carbonatos totales fue superior en el suelo de esta última variedad. En lo referente a los tratamientos realizados, no se observaron efectos del aporte del compost en la concentración de Ca en la parcela de riego por inundación en ninguna de las campañas; no obstante, en las parcelas de riego por goteo, el suelo con acolchado de paja presentó el valor más bajo de Ca en la primera campaña, probablemente debido a su dilución como consecuencia del aumento de la humedad en el suelo. En la segunda campaña, la paja combinada con compost incrementó la concentración de Ca asimilable, en comparación con el suelo control, posiblemente debido al efecto acumulativo del segundo aporte orgánico. Los compost aplicados presentaron un contenido de Mg mucho más bajo que de Ca y su aplicación no produjo cambios significativos en la concentración de Mg asimilable. Estos resultados contrastan con los obtenidos en un estudio previo en Clemenules, sobre un suelo franco típico del área mediterránea, donde se observó un incremento significativo de Mg asimilable tras el uso de fertilizantes orgánicos líquidos, en comparación con controles minerales (Martínez-Alcántara et al., 2016). Estas diferencias podrían atribuirse al tipo de fertilizante utilizado, ya que eran líquidos en lugar de sólidos (paja, compost y combinación de ambos), lo cual puede permitir una disponibilidad más rápida de nutrientes y, además, el ensayo se desarrolló en macetas y no en condiciones de campo. En la parcela de riego por inundación, el aporte doble de compost se reflejó en el aumento de la concentración de K asimilable en ambas campañas, con respecto a los suelos control, siendo mayor este incremento en el segundo año de aplicación. Sin embargo, en las parcelas de riego localizado, fueron necesarios dos aportes de compost,

aplicado solo o con paja, para observar una mayor concentración de K disponible, en comparación con el suelo control.

Este incremento en la segunda campaña pudo deberse al efecto acumulativo por tratarse de la segunda aplicación y a la mayor concentración de K en COMP2 que en COMP1. Estos resultados concuerdan con estudios previos que muestran un aumento de la concentración de K asimilable tras el aporte de compost en suelos agrícolas (Madejón et al., 2003; Fernández-Hernández et al., 2014; Magdich y Rouina, 2022). Por otro lado, en las parcelas de estudio, el acolchado de paja no tuvo efectos en la concentración de K asimilable, aunque en la literatura se reportan efectos contrarios. De este modo, Aguilar et al. (2012), en una parcela de Clemenules con riego por goteo, observaron un incremento en la concentración de K asimilable en el suelo, tras 9 años consecutivos de aplicación de restos de poda como acolchado, en comparación con el suelo testigo. Un mayor tiempo de aplicación del acolchado en las parcelas estudiadas podría producir en el futuro efectos similares. Asimismo, dados los valores elevados de K asimilable observados en el suelo de las parcelas evaluadas sería recomendable, al igual que con el P, ajustar el plan de abonado mineral para reducir su aplicación cuando se empleen este tipo de productos orgánicos. Por último, los valores de Na asimilable en todos los tratamientos del suelo de las parcelas de riego por inundación y en los de Clemenules, en ambas campañas, estuvieron dentro del rango reportado en un estudio sobre la fertilidad del suelo y estado nutritivo de cítricos (naranjas, mandarinas clementinas y satsumas) bajo manejo convencional en la Comunidad Valenciana; sin embargo, los obtenidos en los tratamientos del suelo de Navelina fueron ligeramente superiores (Pomares et al., 1994). En relación con el efecto de los tratamientos orgánicos en la concentración de Na asimilable en el suelo, la aplicación de compost no produjo cambios significativos, respecto al control, ni en las parcelas con riego localizado, ni en la primera campaña de riego por inundación. En un estudio de Martínez-Alcántara et al. (2016), realizado en Clemenules cultivadas en un suelo franco, tampoco se obtuvieron efectos significativos en la concentración de Na tras el uso de fertilizantes orgánicos, en comparación con controles minerales. Sin embargo, el aporte de compost en la segunda campaña en la parcela de riego por inundación y el de paja en las dos campañas de riego localizado, disminuyeron la concentración de Na asimilable. Este efecto podría estar relacionado con una mejora en la estructura del suelo y por tanto un aumento en el lavado de sales, pero los resultados de humedad del suelo y CE no avalan esta hipótesis. Por otro lado, al comparar las dos parcelas de riego localizado, y tal como se observó en la concentración de Ca, los valores de K y Na también fueron mayores en el suelo de Navelina que en el de Clemenules en ambas campañas, sin embargo, estas diferencias carecen de importancia agronómica al estar dentro de niveles normales en plantaciones de cítricos.

Los cationes solubles están disueltos en la solución del suelo, a diferencia de los asimilables que reflejan éstos y los cationes retenidos en el complejo de intercambio

catiónico, por lo que son una medida de la disponibilidad inmediata de los cationes para la planta.

La primera aplicación de compost en la parcela de riego por inundación incrementó únicamente los niveles de K y Mg solubles, mientras que en las parcelas de riego localizado el aporte de compost, solo o combinado con paja, aumentó los niveles de todos los cationes evaluados, con respecto al suelo control. Al comparar estos resultados con los obtenidos en los cationes asimilables, se observa que el aporte de compost aumenta el K en ambas formas en la parcela de riego por inundación. Sin embargo, en el resto de los cationes se detecta un incremento en los solubles que no se refleja en los asimilables. Esto sugiere que el aumento de los cationes solubles pudo deberse a que el compost favoreció el intercambio catiónico, facilitando la liberación de cationes adsorbidos en el complejo arcillo-húmico, sin verse modificada así la cantidad total de cationes asimilables en el suelo. Además, es posible que estos cationes hayan sido liberados durante la mineralización del compost o que procedan directamente de los cationes presentes en éste, incorporándose así a la solución del suelo. En la segunda campaña, el aporte de compost en la parcela con riego por inundación con la doble dosis, así como en las parcelas con riego por goteo, originó un incremento de la concentración de Ca y Mg soluble, respecto al suelo control. Estos resultados contrastan con los observados en cationes asimilables, donde el aporte de compost no produjo cambios significativos. De nuevo, el incremento de los cationes solubles, respecto al suelo control, pudo deberse a las razones anteriormente comentadas. Además, en esta segunda campaña, se observó que el aporte de compost redujo el pH del suelo, probablemente debido a la actividad microbiana durante la mineralización de la MO, que habría generado NH_4 , CO_2 y ácidos orgánicos (Magdich y Rouina, 2022). Estos ácidos podrían haber favorecido la desorción de los cationes adsorbidos en el complejo arcillo-húmico del suelo liberándolos a la solución del suelo y aumentando, así, su disponibilidad para las plantas. Por otro lado, la concentración de K soluble se vio aumentada con el aporte de doble dosis de compost en la parcela de riego por inundación y con el aporte de compost, solo o combinado con paja, en las parcelas de riego por goteo, con respecto al suelo control. Este comportamiento coincidió con el observado en la concentración de K asimilable. Por último, tanto en la parcela con riego por inundación, donde la concentración de Na soluble no varió con el aporte de compost, como en las parcelas de riego localizado, en las cuales el aporte de compost solo o combinado, dependiendo de la campaña, aumentó el Na soluble, no se superó el nivel crítico de este catión establecido según Pomares (1986) para los cítricos, $15 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

En las tres parcelas evaluadas, la concentración de metales totales (Fe, Cu, Mn, Zn, Ni, Pb, y Cr) estuvo mayoritariamente dentro de los rangos reportados por Pomares et al. (1998) en un estudio realizado sobre suelos citrícolas manejados convencionalmente en la Comunidad Valenciana. Asimismo, presentaron niveles inferiores a los máximos

permitidos según el RD 1310/1990, normativa vigente en el momento de realización del ensayo. No obstante, según el RD 1051/2022, normativa vigente en la actualidad que reduce los máximos permitidos con respecto a la normativa anterior, la concentración de Cd en el suelo de la parcela de Navelina, en el segundo año de ensayo, superó ligeramente el valor máximo permitido ($<1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). La principal fuente de Cd en el suelo agrícola es el uso de fertilizantes fosforados cuyo uso abusivo contribuye a su acumulación. Para reducir su biodisponibilidad, aunque no su concentración, se pueden emplear enmiendas orgánicas como estiércol de granja, estiércol de aves de corral, estiércol de cerdo, compost, biosólidos, lodo de alcantarillado, desechos domésticos y paja. Además, la combinación de diferentes enmiendas orgánicas puede ser más efectiva en comparación con el uso de enmiendas orgánicas individuales (Huaraca-Fernández et al., 2020). De este modo, a pesar de rebasarse el límite de $1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la parcela de Navelina, la adición de productos orgánicos, aplicados individualmente (paja y compost) o combinados (paja más compost), podría haber reducido la biodisponibilidad de este elemento. Además, la aplicación de los tratamientos solo produjo cambios significativos en la concentración del Zn y del Cu en comparación con el suelo control. En el caso del Zn, la adición de dosis doble de compost aumentó la concentración de este metal en la parcela de riego por inundación. Sin embargo, en las parcelas de riego localizado, fue el aporte de paja, y no la aplicación de compost, quien produjo cambios en la concentración de Zn. El acolchado podría haber ralentizado la descomposición del Zn acumulado en el suelo debido al uso de fertilizantes, lo que explicaría las concentraciones superiores observadas. En el caso del Cu, su concentración solo fue modificada en las parcelas de riego localizado, donde, en la segunda campaña, aumentó con el aporte de compost en navelinas y combinado con paja en el suelo de clementinos. Esto podría ser resultado del efecto acumulativo del aporte orgánico tras dos aplicaciones, a pesar de una menor concentración de Cu en el compost empleado en la segunda campaña que el utilizado en la primera. Los estudios en cultivos leñosos que evalúan el efecto de la aplicación de compost sobre el contenido total de Zn y Cu en el suelo son limitados. Por ejemplo, Pinamonti et al. (1999), en un estudio realizado en vid (*Vitis vinifera*), no observaron cambios en la concentración de estos metales totales tras seis años de aplicación de compost elaborado a partir de lodos de EDAR y restos vegetales, incluso empleando dosis superiores a las utilizadas en las tres parcelas de nuestro estudio. Además, al aplicar compost de RSU, solo detectaron un aumento en la concentración de Zn. Por el contrario, Canet et al. (1998b) no encontraron diferencias significativas en el contenido de este metal tras siete años de aplicación de compost de RSU con diferentes dosis (12 y $24 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$), junto con fertilización mineral, en naranjos Valencia late cultivados en un suelo franco-arcilloso en una parcela con riego por inundación en la región de Valencia. Sin embargo, el Cu sí mostró un aumento con la mayor dosis aplicada. Ninguna de las dosis produjo efectos sobre el contenido del resto de los metales totales evaluados: Cd, Cr, Ni y Pb. Por último,

la comparación entre las parcelas de riego localizado mostró que los valores de Fe, Mn, Ni, Pb, Cd y Cr fueron superiores en el suelo de Navelina que en el de Clemenules en ambas campañas, no obstante, dichas diferencias no poseen relevancias desde un punto de vista agronómico.

En relación con los metales realmente disponibles por las plantas, es decir, los metales asimilables (Fe, Cu, Mn y Zn), los suelos de las parcelas evaluadas presentaron concentraciones superiores a los umbrales críticos de deficiencia propuestos por Viets y Lindsay (1974) en todos los tratamientos y ambas campañas. Además, la concentración de Fe, Cu, y Zn estuvieron también dentro del rango observado por Pomares et al. (1998) en suelos citrícolas. No obstante, la concentración de Mn fue superior al rango establecido para este metal en todos los tratamientos y campañas de las parcelas de riego localizado, salvo los tratamientos de paja y de compost de la segunda campaña del suelo de Clemenules. En cuanto al efecto del aporte de productos orgánicos, la aplicación de compost, solo o combinado con paja, produjo un incremento de Fe en el suelo de las tres parcelas evaluadas, en comparación con el control. Aunque en suelos de pH alto y calizos, como los de las parcelas de estudio, los micronutrientes metálicos suelen estar inmovilizados (MAPA, 2010), el aporte de compost pudo haber aumentado su disponibilidad mediante la formación de complejos solubles con él, reduciendo su adsorción y aumentando su movilidad (Moreno-Jiménez et al., 2019). Asimismo, a partir del segundo año de aplicación, se observó una ligera acidificación del suelo en las parcelas evaluadas, lo que pudo haber contribuido también a la movilización del Fe, facilitando su transformación en formas solubles (García et al., 2002). El comportamiento del Cu asimilable fue similar al comentado en la concentración de Cu total. El aporte orgánico solo influyó en las parcelas de riego localizado, en la segunda campaña, donde los valores de Cu asimilable fueron más elevados con ambos tratamientos de compost, ya fuera solo o combinado con paja. Este incremento concuerda con el aumento observado en los valores de Cu total y se atribuye, probablemente, al efecto acumulativo de las dos aplicaciones realizadas. En el Mn asimilable se observó un efecto análogo, produciéndose un incremento de su concentración tanto en el suelo de riego por inundación como en la parcela de Navelina, en la segunda campaña. Por último, la aplicación de compost incrementó, respecto al suelo control, la concentración de Zn con la dosis doble en la parcela de riego por inundación y en la parcela de Navelina, combinado con paja, en la primera campaña, y solo, en la segunda. Sin embargo, en la parcela de Clementina ninguno de los tratamientos produjo cambios significativos en este metal. El incremento de Zn asimilable por la aplicación de compost observado en inundación y en la parcela de Navelina también ha sido reportado en uno de los escasos estudios que abordan el tema. Así, Pinamoti et al (1999), en viña, observaron el aumento de su concentración en el suelo tras seis años de aplicación de compost elaborado con lodos de EDAR y restos vegetales, y de compost de RSU.

La concentración de cloruros de todos los tratamientos y de las dos temporadas, en las tres parcelas evaluadas, fue inferior al límite establecido de $10 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$, para la tolerancia del patrón Citrange Carrizo (Pomares 1986), patrón sobre el que se encuentran injertadas las tres variedades de estudio. Además, el aporte orgánico no dio lugar a una mayor concentración con respecto al suelo control en ninguna de las parcelas. Canet et al. (1998b) tampoco observaron efectos en este anión después de siete años de aplicación de compost de RSU en diferentes dosis (12 y $24 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$), combinado con fertilización mineral, en naranjos Valencia late cultivados en un suelo franco-arcilloso y con riego por inundación. El aumento de la CE observado tras el aporte de compost podría atribuirse a un incremento significativo de otras sales distintas de este anión tóxico, como por ejemplo del Na, catión que influye en mayor medida en la CE, tal y como se vio en las parcelas de riego localizado, o bien a un aumento generalizado de todas las sales, que en conjunto provocaron un aumento significativo de la salinidad.

Por otro lado, el nivel de nitratos tampoco se vio afectado por la aplicación de compost en el suelo de la parcela de riego por inundación; en cambio, en el suelo de las parcelas de riego localizado, el aporte de compost solo y acompañado de paja, incrementó este anión en las dos campañas, con respecto al suelo control. Este aumento de nitratos en la solución del suelo podría explicarse por la mineralización del N orgánico presente en los productos aplicados, proceso impulsado por la actividad microbiana. Durante este proceso, el N orgánico se transforma en formas inorgánicas solubles, como el nitrato, cuya generación podría ser más pronunciada bajo las condiciones de temperatura y humedad características del bulbo húmedo en sistemas de riego localizado en comparación con inundación. La mayor concentración de N en forma nítrica es uno de los efectos beneficiosos del aporte de compost en plantaciones de cítricos y tiene que ser tenido en cuenta para el cálculo de la fertilización nitrogenada para los cultivos, reduciéndose los aportes de este elemento en los planes de abonado de las siguientes campañas, tal y como se refleja en el nuevo RD 1051/2022 de nutrición sostenible de los suelos agrícolas. Por último, en las parcelas de riego localizado se observaron valores más elevados de nitratos en la de Clemenules en comparación con la de Navelina en ambas campañas, dado que los valores en el suelo de Clemenules al inicio del ensayo ya eran más altos que en el de Navelina.

El C de la biomasa microbiana y la actividad deshidrogenasa son indicadores bioquímicos de la cantidad y la actividad de microorganismos vivos presentes en el suelo. Las prácticas agrícolas que aumentan la biomasa microbiana y estimulan la actividad enzimática, permiten una mayor mineralización de la MO, una mejora de la calidad del suelo y un aumento de la resistencia de las plantas frente a plagas y enfermedades (Erhart y Hartl 2010). En las parcelas evaluadas, solo se observó un incremento de estos parámetros en la parcela de riego por inundación. Efectivamente, la adición de compost aumentó el C de la biomasa y la actividad deshidrogenasa,

respecto al suelo control, en el primer año. Por el contrario, el aporte de compost con paja redujo el C de la biomasa en las parcelas con riego localizado. En la segunda campaña no se observó ningún efecto significativo por el aporte de los tratamientos. Este incremento del contenido de C de la biomasa y de la actividad deshidrogenasa observado en la parcela con riego por inundación coincidió con el aumento de la MO tras la aplicación de compost. Sin embargo, en la segunda campaña, a pesar de que la dosis doble de compost aumentó la MO, no se cuantificó un efecto significativo en los parámetros bioquímicos. Cabe destacar que, aunque los compost de ambas campañas presentaban una concentración similar de MOT, el valor de MOO (calculado según ecuación 6) fue distinto, siendo mucho más elevado en COMP1. Esto podría explicar por qué solo se observaron efectos por la adición de compost en la primera campaña. Sin embargo, esta mayor concentración de MOO en COMP1 tuvo el efecto contrario en las parcelas de Clemenules y Navelina en el C de la biomasa. En la literatura, los estudios sobre el efecto de la aplicación de productos orgánicos en la cantidad y actividad microbiana muestran resultados variables. De este modo, Ochoa et al. (2007) reportan incrementos en las actividades enzimáticas debido al aporte adicional de MO. Asimismo, Madejón et al. (2003), en una parcela de naranjas Valencia, observaron un incremento en la actividad deshidrogenasa después de tres años de aplicación de compost de lodos de alpechín junto con fertilización mineral, en comparación con el suelo tratado únicamente con fertilización mineral, empleando cantidades similares a las utilizadas en las parcelas de riego por goteo y en la dosis doble de la parcela de riego por inundación. Sin embargo, otros trabajos no han encontrado efectos significativos ni en el C de la biomasa ni en la actividad deshidrogenasa tras la aplicación de diversos productos orgánicos (estiércol de ovino, LD y compost de RSU) combinados con fertilización mineral en el suelo de una parcela de naranjos Valencia late, ubicada en la provincia de Valencia (Albiach 1997). Es importante resaltar que, en estos parámetros bioquímicos, al referirse a microorganismos vivos, tienen gran influencia las condiciones edafoclimáticas del momento del muestreo. Es por ello por lo que no se puede hablar de valores absolutos ni establecer un rango de valores adecuados. Para la correcta interpretación de los resultados es necesaria la comparación con un control muestreado en las mismas condiciones que los tratamientos aplicados. A pesar de ello, la mayoría de los niveles de C de la biomasa microbiana y de la actividad deshidrogenasa de las tres parcelas estudiadas se encontraron dentro de los rangos indicados por Albiach (1997) en suelos de cítricos bajo manejo convencional en la Comunidad Valenciana: 63-476 $\mu\text{g C}\cdot\text{g}^{-1}$ para el C biomasa y 0,5-5,3 $\mu\text{g TPF}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ para la actividad deshidrogenasa. Por último, las inconsistencias observadas en los resultados podrían deberse a haber realizado un único muestreo de suelo por campaña. En futuros estudios, y para una mejor interpretación de los parámetros bioquímicos, sería recomendable realizar diferentes muestreos y que además consideren los distintos estados fenológicos del cultivo.

Absorción de nutrientes por la planta

El aporte de productos orgánicos puede mejorar aspectos importantes de la salud del suelo como la estructura, la capacidad de retención del agua, el contenido de MO, la disponibilidad de nutrientes, la salinidad y la actividad biológica (Aggelides y Londra, 2000; Zuazo y Pleguezuelo, 2009; Brown y Cotton, 2011; Aguilar et al., 2012) incrementando la absorción de nutrientes por la planta (Eissa y Helail 1997; Martínez-Alcántara et al., 2016; Magdich y Rouina 2022). Este efecto, sin embargo, tras dos años de evaluación de aplicaciones orgánicas, no se observó ni en la concentración foliar de los macronutrientes principales ni secundarios en los árboles de las tres parcelas evaluadas, excepto en el caso de N y S en los árboles de las parcelas con riego localizado en la primera campaña. De este modo, los aportes de paja, compost y su combinación, realizados en el suelo de Navelina y Clemenules, incrementaron el N foliar, en comparación con el control, probablemente debido a la mineralización del N aplicado con los productos orgánicos. Por otro lado, el aporte de compost disminuyó el S en las hojas de Clemenules, aunque la concentración siguió considerándose óptima (Quiñones et al., 2012). Esta falta de efecto en el resto de los macronutrientes fue posiblemente debida a que la fertilización mineral realizada cubría las necesidades de las plantas. Esta ausencia de impacto también ha sido observada previamente por otros autores. Así, Fernández-Hernández et al. (2014) no encontraron diferencias significativas en la concentración foliar de N, P y Ca, en olivos cultivados en suelo calcáreo del sur de España, tras la aplicación, durante seis años consecutivos, de $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de tres tipos de compost diferentes (residuos frescos de almazara y estiércol de oveja; residuos secos de almazara y estiércol de oveja; y residuos frescos de almazara, estiércol de oveja y poda de olivo), en comparación con una fertilización mineral. Otros trabajos indican un efecto variable, como Canali et al. (2012) que en una parcela de naranjas Valencia late no encontraron diferencias significativas en las concentraciones foliares de N, P, K y Ca tras la aplicación repetida de fertilizantes orgánicos (compost de subproductos cítricos, estiércol de aves y compost de residuos ganaderos), en comparación con los árboles control tratados con fertilizantes minerales, pero sí observaron una reducción en la concentración de Mg. Del mismo modo, Fikry et al. (2020) reportaron, en un estudio con mandarinas Murcott cultivadas en suelo arenoso y con riego por goteo, que las concentraciones de N y P de las hojas de primavera eran significativamente menores en la primera y segunda temporada tras la aplicación de una proporción 75/25 de N orgánico, gallinaza/N mineral, en comparación con el control (100 % fertilización mineral nitrogenada). En las tres parcelas evaluadas, los cambios observados en la concentración de macronutrientes del suelo tras la aplicación orgánica, no se vio reflejada a nivel foliar. De este modo, en los análisis de suelo de las dos campañas, realizados al inicio del desarrollo vegetativo, se vio un incremento en la concentración de ciertos cationes disponibles y solubles, que no se observó en los análisis de hoja. No se han podido encontrar estudios que comparen los efectos de la aplicación de

productos orgánicos en el suelo con efectos a nivel foliar que contribuyan a interpretar los resultados obtenidos. Además, los análisis de suelo tuvieron lugar cuatro meses después de los análisis foliares, realizados al principio de la parada invernal, por lo que los cambios originados en el suelo podrían no haber sido lo suficientemente persistentes para verse reflejados a nivel de hoja. Al comparar las parcelas de riego localizado, las hojas de Navelina presentaron mayor concentración de N en la primera campaña y de Ca en la primera y segunda campaña, que las hojas de Clementina. Por el contrario, tuvieron una menor concentración de P, K y Mg en ambas campañas, probablemente debido a una mayor producción en esta parcela. Los frutos, grandes consumidores de macronutrientes como P, K y Mg (Liu et al., 2012b), habrían actuado como sumidero reduciendo la concentración foliar.

En cuanto al efecto de los tratamientos en la concentración foliar de micronutrientes en los árboles tratados en riego por inundación, las dos dosis de compost aumentaron la concentración de Zn, respecto a los árboles control, en la primera campaña. Este incremento coincide con el observado en el análisis de suelo de la primera temporada, donde el suelo con aporte de compost mostró las concentraciones de Zn total y asimilable más elevadas. Otros autores también han reportado aumentos en la concentración foliar de Zn al aplicar productos orgánicos. De este modo, Canali et al. (2012), en árboles tratados con compost de subproductos de cítricos, estiércol de aves o compost de residuos ganaderos, observaron un incremento de la concentración de Zn en comparación con los árboles tratados con fertilización mineral. Sin embargo, Fernández-Hernández et al. (2014), en un ensayo en olivo con aplicación de distintos tipos de compost elaborados con residuos de almazara (residuos frescos y secos) y con distintos agentes estructurantes (poda de olivo y estiércol de oveja), combinados en diferentes proporciones, observaron efectos variables en la concentración foliar de Zn según el compost aplicado. Así, el compost elaborado con residuos frescos de almazara, estiércol de oveja y poda de olivo aumentó la concentración de Zn; el compost elaborado con residuos frescos de almazara y estiércol de oveja no produjo efectos; y el compost de residuos secos de almazara y estiércol de oveja disminuyó la concentración, todo ello en comparación con los árboles tratados con fertilización mineral. Por otro lado, en las parcelas de riego localizado, la concentración de B aumentó en los árboles de Navelina con el aporte combinado de paja y compost en la primera campaña y la concentración de Mo disminuyó en Clemenules con el aporte de compost en la segunda campaña. Respecto al resto de los micronutrientes, en ninguna de las tres parcelas se observaron diferencias entre tratamientos a pesar de que, al igual que en el caso de los macronutrientes, a nivel de suelo sí que se vieron variaciones entre tratamientos. Fernández-Hernández et al. (2014), en su estudio de aplicación de compost de residuos de almazara y materiales orgánicos en olivo tampoco reportaron diferencias significativas en la concentración foliar de Mn, Cu y B, respecto a la fertilización mineral, ni tampoco, Canali et al. (2012) en las concentraciones foliares de Mn en árboles

tratados con compost de subproductos de cítricos, estiércol de aves y compost de residuos ganaderos. Las concentraciones foliares de Mn y Zn fueron bajas, en general, en las tres parcelas y las de Mo fueron bajas en las de riego localizado (Quiñones et al., 2012). El plan de abonado realizado en las parcelas de estudio solo incluyó el aporte de quelatos de hierro, lo que habría originado estos valores. El efecto de los aportes orgánicos a largo plazo podría cubrir las necesidades de estos elementos, sin embargo, en los primeros años tras la aplicación debería de contemplarse el aporte de todos los micronutrientes esenciales.

Efecto sobre la producción y calidad del fruto

La aplicación de productos orgánicos puede mejorar tanto la producción como algunas de las características físicas y químicas del fruto (Madejón et al., 2003; Abouziena et al., 2008; Kumar et al., 2013; Bhuyan et al., 2016; Fikry et al., 2020). En las parcelas de estudio, los tratamientos aplicados no tuvieron efecto sobre la producción posiblemente debido a que no se redujo la fertilización mineral de las parcelas de estudio. Tampoco lo tuvieron sobre los parámetros físicos de los frutos en el caso de la parcela con riego por inundación. Sin embargo, en la primera campaña de las parcelas con riego localizado, tanto el aporte de compost como la aplicación de la cubierta de paja, sí que produjeron cambios significativos, respecto al control, tanto en el número de frutos por árbol, como en el peso y calibre del fruto. De este modo, los árboles que recibieron compost presentaron un mayor número de frutos por árbol, aunque con un peso medio menor. No obstante, el peso de los frutos estuvo dentro del intervalo establecido, cumpliendo los requisitos para estas variedades (Soler et al., 2024). Por el contrario, la aplicación de la cubierta de paja produjo frutos de mayor calibre, en comparación con los frutos de los árboles control, superando, además, el valor máximo establecido para la variedad Navelina (Soler et al., 2024). En la segunda campaña, a pesar de tratarse del segundo aporte orgánico, los aportes de compost y la aplicación de paja como acolchado generaron un menor número de frutos por árbol, en ambas variedades. En la literatura, los estudios sobre el efecto de la fertilización orgánica en la producción y en las características físicas del fruto muestran resultados variables. Así, en un estudio a largo plazo realizado por Canali et al. (2012), de comparación entre fertilización orgánica y fertilización mineral en Valencia late, no encontraron diferencias significativas en la producción, el peso de los frutos, ni en el espesor de la corteza, tras 12 años de aplicación. Por el contrario, Madejón et al. (2003) reportaron un aumento en el rendimiento ($\text{kg}\cdot\text{árbol}^{-1}$) de naranjas Valencia al combinar fertilización orgánica con fertilización mineral, en comparación con la aplicación exclusiva de fertilizantes minerales al 100 %. Del mismo modo, Fikry et al. (2020) observaron mayor producción, número de frutos por árbol y peso medio de fruto en mandarinas Murcott al aplicar una combinación de N mineral (75 %) y N procedente de gallinaza (25 %), en comparación con el uso de N mineral al 100 %. Bhuyan et al. (2016)

también indicaron una reducción del espesor y peso de la corteza en mandarinas Bari-1, en un ensayo de tres años, cuando la fertilización mineral era sustituida por la fertilización orgánica (estiércol de vaca) en un 40, 60 o 100 %. Diferencias en parámetros tales como las dosis empleadas y la composición de los compost y estiércoles utilizados, justificarían la variación en los efectos encontrados. La aplicación de la cubierta de paja sí que puede producir el aumento de la producción, tal y como observaron, Abouziena et al. (2008), en un estudio de dos años realizado en mandarina Balady con fertilización organomineral (compost de estiércol y fertilización mineral) usando paja de arroz (8, 15 y 23 t·ha⁻¹). Además, las diferentes cantidades de paja aportadas provocaron un aumento significativo en el diámetro, el peso y el número de frutos por árbol, independientemente de la dosis aplicada. Estos resultados contrastan con los obtenidos en nuestro estudio, en el que el diámetro del fruto sí que se vio favorecido por la aplicación de paja, pero no así la producción y el peso medio. Esta diferencia podría atribuirse al empleo, en nuestro caso, de una dosis netamente inferior de paja (4,5 y 6 t·ha⁻¹ en Clemenules y Navelina respectivamente).

Los parámetros químicos de calidad del fruto (sólidos solubles, acidez e índice de madurez) no se vieron, tampoco, afectados por ninguno de los tratamientos aplicados, en ninguna de las parcelas estudiadas. No ha sido posible encontrar estudios en los que se evalúe cómo la combinación de fertilización orgánica y mineral, sin reducción de esta última, afecta a los parámetros indicados. Sin embargo, Abouziena et al. (2008), en su estudio con fertilización organomineral (compost de estiércol y fertilización mineral) en mandarina Balady con distintas cantidades de paja de arroz como acolchado, no observaron cambios en la concentración de sólidos solubles del zumo y, únicamente, se obtuvo un aumento en la acidez al emplear la dosis más alta de paja (23 t·ha⁻¹), una cantidad prácticamente cinco veces superior a la utilizada en nuestro estudio.

Al comparar la producción y los parámetros físicos y químicos de fruto de las dos parcelas con riego localizado, se observaron diferencias correspondientes a las propias existentes entre las dos variedades cultivadas (Reglamento UE nº. 1890/2021; Soler et al., 2024). De este modo, el peso y diámetro del fruto, el espesor de la corteza, el índice de color y la acidez del zumo, fueron mayores en navelinas en ambas campañas; además del número de frutos por árbol en la primera campaña y el porcentaje de corteza en la segunda. Sin embargo, las clementinas presentaron un mayor índice de madurez tanto en la primera como en la segunda campaña, así como un mayor porcentaje de sólidos solubles en la primera campaña y un mayor número de frutos y de porcentaje de zumo en la segunda campaña. Cabe destacar el aumento del número de frutos por árbol observado en la parcela de clementinas en la segunda campaña respecto a la primera, independientemente del tratamiento, posiblemente atribuible a la tendencia de esta variedad a la vecería (Soler et al., 2024).

La actividad antioxidante y antirradical, tan importante en los cítricos y beneficiosa para la salud, se debe a la fracción hidrosoluble que contiene vitamina C y compuestos fenólicos (como los flavonoides); y a la fracción apolar que incluye carotenoides (Bermejo et al., 2016). Algunos autores encuentran que el manejo orgánico mejora las características antioxidantes y antirradicales de los cítricos (Abouziena et al., 2008; Beltrán-González et al., 2008; Roussos 2011). En el presente estudio, tras dos años de ensayo, los valores de vitamina C obtenidos en el zumo de los cítricos Tango fueron similares a los reportados para la misma variedad por Morales et al. (2021) y a los de su parental Murcott (Bermejo et al., 2012), ambos estudios desarrollados en el área mediterránea. De igual forma, estos valores en el zumo de clementinas y navelinas se asemejaron a los indicados por Cano et al. (2008), también en la zona del este peninsular. En cuanto al efecto de la aplicación orgánica, no se observaron diferencias con los árboles control en ninguna de las campañas de las tres parcelas evaluadas. Por el contrario, Abouziena et al. (2008), reportaron en mandarina Balady con fertilización organomineral (compost de estiércol y fertilización mineral) que la aplicación de 15 t·ha⁻¹ de paja de arroz como cubierta generó mayor contenido en vitamina C en comparación con los mandarinos sin acolchado. Sin embargo, Abd El-Naby y El-Sonbaty et al. (2016) tampoco reportaron diferencias significativas tras la aplicación de fertilización mineral junto compost de residuos de frutas y verduras con relación 1:3, tras dos años de aplicación en naranjos Washington Navel, posiblemente debido a que los aportes orgánicos se realizaban en parcelas donde la fertilización mineral ya cubría las necesidades de las plantas, sin ser sustituida una parte.

En relación con los flavonoides estudiados, se observó que el glucósido más abundante en el zumo de las tres parcelas evaluadas fue la hesperidina, seguido de la narirutina y la didimina, lo cual es consistente con estudios previos (Sdiri et al., 2012; Morales et al., 2021). El aporte de los tratamientos solo modificó la concentración de hesperidina, donde las aplicaciones de paja y de compost originaron concentraciones más bajas que el control en el zumo de las clementinas y navelinas de la segunda campaña. Este efecto limitado de la aplicación de productos orgánicos en la concentración de flavonoides ha sido reportado anteriormente por Roussos (2011) en un estudio realizado en naranjas Salustiana bajo clima mediterráneo. Al comparar el zumo de árboles fertilizados orgánicamente (20 kg·árbol⁻¹ de estiércol de vaca) con el de árboles abonados con fertilización mineral, durante un período de dos años, no encontró diferencias significativas en las concentraciones de hesperidina y narirutina. Por otro lado, en las parcelas con riego localizado, tanto la concentración de vitamina C como de flavonoides fueron superiores en el zumo de las navelinas en comparación con el de las clementinas en las dos campañas. Cano et al. (2008) también reportaron una mayor concentración de vitamina C, hesperidina y narirutina en naranjas Navel que en clementinas.

Referente a los carotenoides estudiados, el efecto de los aportes orgánicos sobre la concentración de β -criptoxantina y β -caroteno, en las tres parcelas, no fue consistente

entre campañas ni variedades. Por un lado, en la variedad Tango, la concentración de β -criptoxantina en el zumo mostró una respuesta dependiente de la dosis de compost y campaña. Así, en la primera campaña, la dosis más baja de compost redujo la concentración, mientras que la dosis doble la incrementó en comparación con los árboles control; mientras que, en la segunda campaña, la dosis doble de compost dio lugar a una menor concentración de este carotenoide en comparación con el control, a pesar de que se trataba de la segunda aplicación orgánica. En las parcelas con riego localizado, en la primera campaña, tanto la paja como el compost redujeron la concentración de β -criptoxantina en ambas variedades en comparación con el control; sin embargo, la combinación de paja y compost aumentó la concentración de este carotenoide en la variedad Clemenules en ambas campañas. En el zumo de Tango, y tal y como se observó en la β -criptoxantina, la dosis doble de compost afectó de forma diferente en cada campaña a la concentración de β -caroteno. De este modo, en la primera campaña, la concentración fue superior a la de los árboles control y en la segunda inferior. Las referencias en la bibliografía respecto al efecto del uso de fertilizantes orgánicos en carotenoides muestran también resultados variables. Beltrán-González et al. (2008) reportaron en zumo de mandarinas Hernandina, cultivadas en el área mediterránea, una mayor concentración de β -criptoxantina en árboles fertilizados orgánicamente (compost, estiércol y ácidos húmicos y fúlvicos) comparados con árboles bajo manejo convencional, sin encontrar diferencias significativas en la concentración de β -caroteno. Sin embargo, Roussos (2011) observó mayores niveles de β -caroteno en el zumo de naranjas Salustiana de árboles con fertilización orgánica (estiércol de vaca) en comparación con el zumo de árboles abonados con fertilización mineral. Respecto a las parcelas de riego localizado de Clemenules y Navelina, el aporte de compost en ambas variedades, así como la paja en clementinas originaron la menor concentración de β -caroteno en el zumo en la primera campaña. En la segunda, este mismo tratamiento, paja como cubierta, también ocasionó la menor concentración de β -caroteno en el zumo de las navelinas con respecto a los otros tratamientos. En la literatura no se han encontrado referencias que reporten resultados sobre el efecto de la paja en los carotenoides. En relación con los ácidos orgánicos (cítrico, málico y succínico) del zumo de las variedades evaluadas, solo la concentración del ácido succínico se vio afectada por la aplicación de los tratamientos. En la primera campaña, en la parcela de riego por inundación, la concentración de este ácido en el zumo disminuyó con la aplicación de la dosis doble de compost en comparación con los árboles control. En la segunda campaña, en el zumo de clementinas, el acochado de paja dio lugar a la mayor concentración de ácido succínico de todos los tratamientos evaluados. Por otro lado, la concentración de ácido cítrico y succínico fue más elevada en el zumo de navelinas, mientras que la del ácido málico fue menor en ambas campañas. Estos resultados concuerdan con los de Liu et al. (2012b),

quienes encontraron en mandarinas valores mayores de ácido málico y menores de succínico que en naranjas Navel, además de concentraciones menores de ácido cítrico.

En cuanto a la concentración en zumo de los azúcares estudiados (fructosa, glucosa y sacarosa), los tratamientos influyeron de diferente manera según el azúcar específico, la variedad y la campaña. En la primera campaña, el aporte de dosis doble de compost dio lugar a la menor concentración de sacarosa en Tango, sin observarse efectos en las parcelas de Clemenules y Navelina. Sin embargo, en el segundo año, el aporte orgánico no produjo modificaciones en Tango, pero la cubierta de paja disminuyó la concentración de fructosa, en comparación con los árboles control, en Clemenules y Navelina. Asimismo, el zumo de clementinas de los árboles con aporte de paja sola o combinada con compost presentó una concentración mayor de glucosa. En relación con las variedades estudiadas, en ambas campañas, la concentración de fructosa y glucosa en el zumo de Navelina fue mayor que en el de clementinas; sin embargo, la de sacarosa fue menor en esta variedad. Liu et al. (2012b) también observaron mayor concentración de fructosa y glucosa y menor de sacarosa en el zumo de naranjas que en mandarinas. Al comparar entre campañas, en la parcela de riego por inundación se observaron valores más bajos de concentración de glucosa en la primera campaña en comparación con la segunda. Esta glucosa podría haber sido empleada en las rutas del metabolismo secundario, favoreciendo una mayor síntesis de flavonoides (hesperidina, narirutina y didimina) en el primer año. Esto explicaría los valores más elevados de estos compuestos en dicha campaña. Sin embargo, no se han encontrado referencias que apoyen esta afirmación.

4.4 Costes económicos de valorización de residuos mediante compostaje y su uso como fuente de nutrientes

Debido a las características complementarias de la paja de arroz y los lodos procedentes de EDAR, el compostaje se presenta como una alternativa altamente eficaz para la valorización de grandes cantidades de estos residuos de compleja gestión. En el marco del impulso hacia una economía circular, se ha estudiado la optimización del proceso de compostaje, a partir de la mezcla de estos residuos generados en la Comunidad Valenciana, con el objetivo de obtener un producto con valor fertilizante que pueda ser incorporado, como fuente de nutrientes, en el suelo de parcelas de cítricos.

4.4.1 Etapas de valorización de residuos mediante compostaje y su aplicación agrícola

En este apartado se evalúa el coste económico asociado al proceso completo de valorización de paja de arroz y lodos de EDAR llevados a cabo en una planta de valorización de residuos a nivel industrial. En el cálculo no se han imputado costes indirectos, como la amortización de las instalaciones y equipos, ni costes de

administración, seguros, impuestos o auditorías, dado que éstos dependen de múltiples variables difíciles de estimar con precisión. Por tanto, este análisis económico se ha centrado en los costes directos, considerando únicamente los aspectos directamente atribuibles a la producción de compost. Se han incluido los costes de mano de obra para el funcionamiento diario dentro de la planta, así como los relativos al traslado y aplicación en campo del compost elaborado, excluyendo aquellos costes asociados al mantenimiento general de la planta. Este análisis económico ha considerado los costes asociados desde la recogida de la paja de arroz y los lodos de EDAR, el transporte a la planta de valorización y la caracterización física y química de los materiales iniciales, hasta el pesado y la formación de las pilas, seguido del control del proceso de compostaje propiamente dicho. También, se han incluido etapas como el pesado, cribado, ensacado y la caracterización física, química y microbiológica del compost obtenido, finalizando con su transporte y aplicación en campo.

La Figura 28 muestra el ciclo de recogida de residuos agrícolas y urbanos (paja de arroz y lodos de EDAR) para producir compost a escala industrial, el cual se utilizará, posteriormente, como fertilizante orgánico en agricultura, concretamente en parcelas de cítricos comerciales. Como se ha indicado, en este estudio se han determinado los costes directos del proceso necesarios para obtener 1 tonelada final de compost. La cantidad de materiales iniciales requerida, las horas de trabajo de operarios y el número de operaciones realizadas como volteos, se ha estimado en función del proceso de compostaje evaluado a gran escala con relación 1:8 (p:p), lo que supone el empleo de 0,51 t de paja y 4,1 t de lodos para la mezcla inicial.



Figura 28. Descripción del proceso evaluado desde la recogida de materiales, el proceso de compostaje y su posterior aplicación en campo.

El proceso comenzó con el empacamiento de la paja tras la recolección del arroz, un subproducto agrícola generado tras la cosecha de este cultivo. Posteriormente, la paja fue transportada a la planta de valorización de residuos, donde se utilizó en la mezcla inicial para el proceso de compostaje. Por otro lado, se recogieron los lodos procedentes de la EDAR, como resultado del tratamiento de aguas residuales. Estos residuos fueron sometidos a un análisis físico y químico para caracterizarlos y poder establecer así las proporciones paja: lodo para el desarrollo de un proceso óptimo de compostaje.

En este caso, la proporción de mezcla utilizada fue de 1:8 (p:p), es decir, por cada parte de paja de arroz se utilizaron ocho partes de lodo de EDAR, expresadas en peso. Esta relación de mezcla se optimizó para balancear las propiedades físicas y químicas del compost, asegurando un producto final adecuado para la fertilización de suelos agrícolas. Se construyeron dos pilas con forma de prisma triangular de dimensiones 15,0 x 4,0 x 1,7 m de largo x ancho x alto, aproximadamente, dando lugar a un volumen de 102 m³. Tras la formación de las pilas, y a lo largo del proceso, los materiales fueron volteados. Asimismo, se midió la temperatura y la humedad en ellas, y se regaron únicamente una vez para mantener las condiciones necesarias para la descomposición adecuada de los materiales.

Por último, tras la finalización del proceso, el material compostado fue pesado, cribado (pesando también esta fracción con el objetivo de conocer el rendimiento del proceso) y ensacado. En el compost elaborado, antes de la aplicación en el campo, se realizó un análisis físico, químico y microbiológico para verificar el cumplimiento de los requisitos legislados (RD 506/2013; RD 999/2017; RD 1051/2022), y se transportó a las parcelas de cítricos comerciales, donde se aplicó al suelo mediante un remolque aplicador acoplado a un tractor que lo distribuyó entre los árboles.

4.4.2 Coste económico de las etapas de valorización de residuos mediante compostaje y su aplicación agrícola

El coste de cada una de las etapas anteriormente comentadas permite calcular las partidas en las que se incurre para la obtención de una tonelada de compost, desde la recolección de los materiales iniciales hasta su aplicación en el campo (Figura 29). Para el cálculo de los costes asociados a estas etapas del proceso de compostaje se ha tenido en cuenta el proceso realizado, descrito en el apartado 4.1., dentro de la planta industrial *La Vintena*.

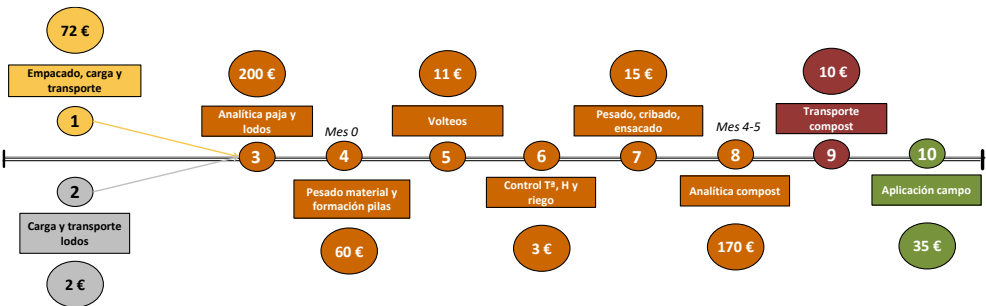


Figura 29. Coste (€) asociado a la producción y aplicación de una tonelada de compost.

El primer paso del proceso implica el coste de empacado, carga y traslado de la paja de arroz desde el área del parque natural de la Albufera hasta la planta de valorización de

residuos industrial ubicada en Carcaixent, ambos puntos situados en la provincia de Valencia y a una distancia aproximada de 50 km. El coste estimado para esta actividad fue de $72 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$, incluyendo el coste de la mano de obra destinada al empacado y carga de las pacas de paja, el combustible del camión, y la descarga en planta de éstas.

Asimismo, los lodos fueron trasladados desde la EDAR de Alzira-Carcaixent hasta la planta de compostaje La Vintena, en un camión especializado para este tipo de material, ambas instalaciones ubicadas a una distancia de 240 m, por lo que el coste estimado de dicho transporte fue de $2 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$ para la cantidad de lodos mencionada anteriormente.

Con el objetivo de estimar las proporciones para la formación de las pilas de compostaje se realizó un análisis físico y químico de los materiales iniciales (paja de arroz y lodos), cuyo coste estimado fue de 200 €, según precio de analíticas realizadas por empresas especializadas en este tipo de determinaciones con ISO 9001:2000 e ISO 14001, y que contemplan los parámetros de contenido de humedad, pH, CE, COT, COO, extracto húmico total, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, N orgánico, N mineral, macronutrientes (P, K, Ca, Mg y Na), micronutrientes y metales pesados (Fe, Cu, Mn, Zn, Ni, Pb, Cd y Cr).

Una vez los materiales (paja de arroz y lodos) estuvieron en la planta de valorización, éstos fueron pesados y colocados adecuadamente en pilas para el proceso de compostaje. Esta operación implicó un coste estimado de $60 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$, considerando exclusivamente las horas de trabajo del personal de la planta. Tras la formación de las pilas, el material fue volteado con volteadora de puente, asimismo, también se realizaron volteos de manera regular, con un coste asociado de $11 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$, considerando de nuevo únicamente la mano de obra. Además, durante el proceso de compostaje, se realizaron controles periódicos de temperatura y humedad, así como un riego puntual para mantener las condiciones óptimas para un buen desarrollo del proceso. Estas tareas manuales tuvieron un coste estimado de $3 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$, correspondiente únicamente al tiempo invertido por personal.

Cuando el proceso concluyó, el material compostado se pesó, se cribó y se ensacó, operaciones estimadas en $15 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$ de mano de obra. Al compost elaborado se le realizó un análisis físico, químico y microbiológico, el cual tuvo un coste de 170 €. En este análisis se midieron los parámetros anteriormente comentados para los materiales iniciales, pero además un análisis microbiológico (*Escherichia coli* y *Salmonella* spp). El compost fue transportado desde la planta de compostaje hasta las parcelas de cítricos situadas en Manuel y Lliria, distancia media de 50 km. El coste estimado para esta operación fue de $10 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$, realizado por una empresa de transporte. Finalmente, el compost fue aplicado en el campo por una persona mediante remolque aplicador acoplado a un tractor con un coste de $35 \text{ €}\cdot\text{t}^{-1}_{\text{compost}}$ en concepto de alquiler de maquinaria y mano de obra.

El funcionamiento de una planta de compostaje implica una considerable inversión en infraestructuras, recursos y mantenimiento regular, que suelen ser asumidos, total o parcialmente, por las Administraciones Públicas debido a la importancia de estas plantas para la gestión sostenible de residuos y la reducción del impacto ambiental. De estos costes, solo se han considerado los recursos materiales asociados a la obtención del compost.

4.4.3 Análisis comparativo de costes entre fertilizantes minerales y orgánicos

Dentro del marco de la Economía Circular, de la Estrategia de la Granja a la Mesa y del RD 1051/22 de nutrición sostenible de los suelos agrícolas, el compost obtenido en las plantas de valorización de residuos puede ser utilizado por los agricultores considerando las unidades fertilizantes (UF) que aporta el mismo, principalmente N y P, dentro de su plan de abonado.

En este apartado se compara el coste del aporte de las UF derivadas de los diferentes tipos de fertilización: orgánica, al aplicar el compost, o con fertilización mineral. Además, considerando que la concentración de P representa una de las mayores contribuciones al valor fertilizante total del compost (Idrovo-Novillo et al., 2018) y que la concentración de K también es significativa, se calculará el coste de las UF de los macronutrientes principales (NPK) al aplicar el compost. Este enfoque, centrado en el aporte NPK, se justifica al tratarse de la partida más relevante en el abonado junto con la complejidad de calcular los coeficientes de mineralización de los micronutrientes aportados.

En término medio, se deben aportar $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de compost (Orden 10/2018). Teniendo en cuenta la humedad (35,5 %), se aplican al suelo en peso seco:

$$\text{Compost}_{\text{seco}} (\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}) = 15 \text{ t}_{\text{compost}} \times 64,5 \%_{\text{peso seco}} = 9,675 \text{ t}_{\text{compost seco}}$$

Conociendo la concentración de nutrientes; 2,64 % N_{org} , 0,24 % N-NH_4^+ , 0,046 % N-NO_3^- , 4,41 % P_2O_5 y 1,40 % K_2O , en el compost obtenido, se aporta al suelo de los cítricos:

$$\text{Nitrógeno}_{\text{org}} (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = 9.675 \text{ kg}_{\text{compost seco}} \times 2,64 \% \text{ N}_{\text{org}} = 255 \text{ kg N}_{\text{org}}$$

$$\text{Nitrógeno}_{\text{NH}_4^+} (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = 9.675 \text{ kg}_{\text{compost seco}} \times 0,24 \% \text{ N}_{\text{NH}_4^+} = 23,2 \text{ kg N-NH}_4^+$$

$$\text{Nitrógeno}_{\text{NO}_3^-} (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = 9.675 \text{ kg}_{\text{compost seco}} \times 0,046 \% \text{ N}_{\text{NO}_3^-} = 4,45 \text{ kg N-NO}_3^-$$

$$\text{Fósforo}_{\text{total}} (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = 9.675 \text{ kg}_{\text{compost seco}} \times 4,41 \% \text{ P}_2\text{O}_{5\text{total}} = 427 \text{ kg P}_2\text{O}_5$$

$$\text{Potasio}_{\text{total}} (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = 9.675 \text{ kg}_{\text{compost seco}} \times 1,40 \% \text{ K}_2\text{O}_{\text{total}} = 135 \text{ kg K}_2\text{O}_5$$

Para poder compararlo con las UF de N aportadas con un fertilizante mineral, es necesario calcular el N potencialmente mineralizado en un año. Un compost elaborado a partir de lodos de depuradora mineraliza aproximadamente el 20 % del N orgánico durante el primer año (Martínez-Blanco et al., 2013; Orden 10/2018, CAMACCDR). Por lo tanto, esa proporción de N_{org} contribuye de forma efectiva al aporte de N disponible. Además, se incluye el N mineral, $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$.

$$Nitrógeno_{min} (kg \cdot ha^{-1}) = (255 \text{ kg } N_{org} \times 20 \% N_{mineralizado}) + 23,2 \text{ kg } N - NH_4^+ + 4,45 \text{ kg } N - NO_3^- = 79 \text{ kg } N$$

Según un estudio de Lanno et al. (2021), el P se encuentra en cinco formas en función de su mayor o menor disponibilidad, i) el P inmediatamente disponible para las plantas (débilmente ligado), ii) el ligado a metales reducibles (Fe, Mn), iii) los fosfatos adsorbidos a metales (Al), iv) el ligado a material orgánico y coloides y v) el ligado al Ca. El compost, procedente de diferente material orgánico, presenta proporciones diversas de las formas de P. Así, un compost de lodos de EDAR presenta la menor proporción de la fracción i, siendo un 6 % del P total, a pesar de tener la mayor concentración de P total. En otros estudios, el porcentaje de P mineralizado o disponible para las plantas asciende a 35 %, (Martínez-Blanco et al., 2013), por lo que se ha utilizado un valor intermedio de 20 % para la realización de los cálculos:

$$Fósforo_{disponible} (kg \cdot ha^{-1}) = 427 \text{ kg } P_2O_5 \times 20 \% P_{disponible} = 85 \text{ kg } P_2O_5$$

En cuanto al potasio, este macronutriente está mucho más disponible en el compost, para los cultivos que el N y el P, ya que no se incorpora a la materia orgánica (Mangan et al., 2013). Miyao et al. (2015) obtuvieron que el 80 % del K aportado por un estiércol compostado está disponible para el cultivo, cifra similar a la obtenida por Martínez-Blanco et al., (2013) durante el primer año tras la aplicación de compost.

$$Potasio_{disponible} (kg \cdot ha^{-1}) = 135 \text{ kg } K_2O \times 80 \% K_{disponible} = 108 \text{ kg } K_2O$$

Por lo tanto, la aplicación de $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de compost en una parcela de cítricos aporta, aproximadamente, 79 kg N, 85 kg P_2O_5 y 108 kg K_2O .

En cuanto al coste, actualmente, existen dos modalidades para el suministro de compost, una en la que se entrega de forma gratuita, asumiendo los agricultores únicamente los costes de transporte y aplicación; y otra en la que se establece un coste en función de las unidades fertilizantes (UF) aportadas por el compost. Como escenario intermedio, se estima un coste de $5 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1}$ (según información interna de distintas plantas de compostaje) y $45 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ por la aplicación, la cual generalmente requiere maquinaria específica (ECREA, 2024).

$$\text{Coste compost}_{\text{aplicado}} = 15 t_{\text{comp}} \times 5 \text{ €} \cdot t^{-1} + 45 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}_{\text{aplic.}} = 120 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$$

De acuerdo con los datos del Observatorio de precios de los fertilizantes de la UE (CE, 2024), el precio de la UF N es de 335 €·t⁻¹, 605 €·t⁻¹ P (1.385 €·t⁻¹ P₂O₅) y 333 €·t⁻¹ K (400 €·t⁻¹ K₂O) y, con un coste por fertirrigación de 20 €·ha⁻¹. Para aplicar las mismas cantidades de nutrientes, el coste asciende a:

$$\text{Coste}_{\text{FM aplic}} = 0,079 t_N \times 335 \text{ €} \cdot t^{-1} + 0,085 t_{\text{P}_2\text{O}_5} \times 1.385 \text{ €} \cdot t^{-1} + 0,108 t_{\text{K}_2\text{O}} \times 400 \text{ €} \cdot t^{-1} + 20 = 207 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$$

El coste de las unidades fertilizantes aplicadas con el compost es inferior al de las aportadas mediante fertilizantes minerales (58 %). De igual modo, Ashok et al. (2011) encontraron mayores costes de producción NPK al emplear fuentes inorgánicas, como urea, fosfato diamónico, y fosfato monopotásico, en comparación con el uso de compost elaborado a partir de estiércol y restos vegetales.

Cabe destacar que en este análisis no se ha considerado, por un lado, el aporte de NPK en los ciclos de cultivo posteriores ni el efecto de la mineralización del resto de macro y micronutrientes, como el Zn y el Mn. Por otro lado, tampoco se han evaluado los beneficios adicionales que el compost proporciona, como la mejora de la estructura del suelo y el incremento de la MO, aspectos que no se reflejan directamente en los costes. Estudios realizados por Renkow y Rubin (1998), Couth y Trois (2012), Meyer-Kohlstock et al. (2013) y Chen (2016) evaluaron la relación coste/beneficio de la producción de compost con diferentes tecnologías (manual, automática y semiautomática) y distinto origen de la MO compostada (restos de alimentos, RSU, estiércol, lodos de depuradora urbanas e industriales). Estos estudios, que también consideraron beneficios ambientales, concluyeron que los productores de compost deben mejorar su valor de mercado y su competitividad frente a los fertilizantes minerales, dado su ratio superior. El bajo valor de mercado de los fertilizantes orgánicos puede atribuirse, en parte, a la limitada productividad del compost a corto plazo (Erhart et al., 2005; Pinitpaitoon et al., 2011). Sin embargo, el uso combinado de materiales orgánicos y abonos de síntesis podrían mejorar la eficiencia de uso de ambos tipos de fertilizantes, incrementando la productividad de los cultivos y mejorando la salud del suelo. Además, esta práctica contribuirá a la reducción y valorización de residuos domésticos, urbanos, agrícolas, ganaderos e industriales. Por otro lado, el uso de fertilizantes orgánicos representa una alternativa sostenible y estratégica, ya que reduce la dependencia de los volátiles precios internacionales de los fertilizantes minerales, problema que se observó en la reciente crisis por la guerra de Ucrania, promoviendo una mayor autonomía en la producción agrícola en España.

5 CONCLUSIONES

Este capítulo presenta las conclusiones principales de esta tesis, integrando los resultados obtenidos en los diferentes ensayos de investigación realizados. La presente tesis abordó de manera integral el uso de materiales como la paja y los lodos de EDAR en el contexto del compostaje industrial y la gestión sostenible de los suelos agrícolas, evaluando tanto los aspectos técnicos y agronómicos como su viabilidad económica. A continuación, se exponen las conclusiones específicas de cada uno de estos apartados, destacando las implicaciones de los resultados en el ámbito de la agricultura sostenible y la gestión de residuos.

En primer lugar, se muestran las conclusiones obtenidas del análisis de la influencia de la dosis de paja en el proceso de compostaje y la calidad final del producto, así como su potencial como alternativa a otros materiales estructurantes en el compostaje de lodos de depuradora a nivel industrial.

- El compostaje a escala industrial de paja de arroz y lodos de EDAR es una solución viable para el reciclaje y la valorización de grandes cantidades de ambos tipos de residuos debido a sus características complementarias.
- Aumentar la proporción de paja en las mezclas iniciales de una relación paja:lodo 1:8 a 1:6, y reducir el número de volteos en la segunda mitad del proceso, permite alcanzar temperaturas más altas, aunque genera un compost final menos estable.
- Los compost finales presentan valores adecuados de granulometría, humedad y pH. Sin embargo, muestran cierta salinidad y altas concentraciones de amonio, aspectos que deben considerarse para su dosificación en aplicaciones de campo.
- Los compost obtenidos con paja de arroz y lodos de EDAR presentan concentraciones elevadas de macro y micronutrientes, especialmente nitrógeno, fósforo, hierro y manganeso. Sin embargo, las concentraciones de zinc en el compost de ambas campañas y de cadmio en la segunda, aunque limitan su clasificación como producto fertilizante de clase B según el RD 506/2013, pueden ser aplicados en campo como fertilizante según el RD 1051/2022.
- Los requisitos microbiológicos de los compost evaluados se cumplen en ambas campañas. No obstante, se recomienda analizar otros parámetros como antibióticos, compuestos orgánicos, dioxinas y furanos.
- El compost obtenido a nivel industrial con paja de arroz como material estructurante cumple con los requisitos establecidos por el RD 999/2017, para su uso como producto fertilizante, de la misma forma que el habitualmente realizado con restos de poda.
- El compost obtenido con paja de arroz, con relación paja:lodo 1:8, como material estructurante presenta mayores concentraciones de fósforo, potasio,

y micronutrientes que el de restos de poda, posicionándolo como una opción interesante para su uso como fertilizante orgánico rico en fósforo.

Posteriormente, se evaluó el impacto de la aplicación de compost y paja de arroz en la fertilidad del suelo, la absorción de nutrientes, la producción y la calidad de los frutos cítricos bajo diferentes condiciones de cultivo.

- La aplicación de paja como acolchado y combinada con compost, aumenta la humedad del suelo en comparación con la aplicación de compost solo.
- El aporte continuado de compost reduce el pH del suelo y aumenta la conductividad eléctrica, efectos que se intensifican con dosis mayores. Una gestión adecuada de la fertilización y del riego podría mitigar el aumento de la conductividad eléctrica.
- La aplicación de compost en riego por inundación reduce la concentración de caliza activa, favoreciendo la biodisponibilidad de los nutrientes, un aspecto relevante para las plantaciones de cítricos en el este peninsular.
- El compost incrementa la materia orgánica estabilizada y el nitrógeno orgánico en el suelo, independientemente del sistema de riego y de la dosis aplicada. Sin embargo, en riego por inundación, las pérdidas anuales por mineralización no se compensan durante la segunda campaña.
- La aplicación de dosis doble de compost en riego por inundación, así como el uso de compost combinado con paja en riego localizado, incrementa las concentraciones de fósforo, potasio y nitrógeno nítrico en el suelo, lo que debe considerarse al calcular la fertilización mineral en campañas posteriores. No se observan efectos consistentes en las concentraciones de calcio, magnesio y sodio asimilables. Sin embargo, la aplicación de compost incrementa la concentración de todos los cationes solubles en la solución del suelo.
- El aporte de compost, solo o combinado con paja, no incrementa los niveles de metales pesados totales por encima de los límites legales. Sin embargo, dosis doble de compost en riego por inundación y el uso de paja como acolchado aumentan la concentración de zinc y cobre en el suelo. Además, su aporte da lugar a una concentración mayor de metales asimilables.
- Los tratamientos no presentan efectos consistentes en el carbono de la biomasa ni en la actividad deshidrogenasa.
- Los tratamientos no afectan significativamente la absorción de macro y micronutrientes según los análisis de ionómica foliar.
- En riego por inundación, el aporte de productos orgánicos no influye en la producción de los árboles. Sin embargo, en riego localizado, el compost incrementa el número de frutos por árbol, aunque con un menor peso en la primera campaña. Por otro lado, la aplicación de paja genera frutos de mayor

- calibre en la primera campaña, pero disminuye el número de frutos en la segunda.
- El aporte de compost, con y sin paja, muestra efectos variables sobre los parámetros químicos de calidad del fruto y la concentración de metabolitos secundarios, dependiendo de la variedad y las condiciones climáticas de cada campaña.
 - La aplicación de compost ya sea solo o combinado con paja, y el uso de paja como acolchado, muestran efectos similares en los parámetros evaluados en las parcelas de cítricos con riego localizado. Las diferencias observadas en los resultados están más relacionadas con las características propias de cada variedad y el estado inicial del suelo de ambas parcelas.

Finalmente, se realizó un análisis comparativo de los costes económicos entre el uso de compost y los fertilizantes minerales tradicionales.

- El coste de las unidades fertilizantes aplicadas mediante compost es menor que el de las aportadas por abonos minerales.
- Este resultado, sumado a beneficios adicionales como la mejora de la estructura del suelo y el incremento de la materia orgánica, refuerza el papel del compost como una fuente de nutrientes sostenible y reduce la dependencia de los volátiles precios de los fertilizantes minerales.

En síntesis, los resultados de esta tesis destacan el potencial del compostaje industrial como herramienta clave en la valorización de residuos y la mejora sostenible de los suelos agrícolas. Sin embargo, se recomienda continuar investigando para optimizar los procesos, garantizar la calidad de los productos generados y reducir los riesgos ambientales y para la salud humana.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Abd El-Mageed, T.A., Semida, W.M., Abd El-Wahed, M.H.** (2016). Effect of mulching on plant water status, soil salinity and yield of squash under summer-fall deficit irrigation in salt affected soil. *Agricultural Water Management*. 173: 1-12.
- Abd El-Naby, S.K.M., El-Sonbaty, M.R.** (2016). Navel orange production in relation with replacement of chemical fertilizers by organic manures on sandy soil in Egypt. *Int. J. PharmTech Res.* 9(4): 8-17.
- Abobatta, W.F., El-Azazy, A.M.** (2020). Role of organic and biofertilizers in citrus orchards. *Aswan University Journal of Environmental Studies*. 1(1): 13-27.
- Abouziena, H.F., Hafez, O.M., El-Metwally, I.M., Sharma, S.D., Singh, M.** (2008). Comparison of weed suppression and mandarin fruit yield and quality obtained with organic mulches, synthetic mulches, cultivation, and glyphosate. *HortScience*. 43(3): 795-799.
- Adugna, G.** (2016). A review on impact of compost on soil properties, water use and crop productivity. *Academic Research Journal of Agricultural Science and Research*. 4(3): 93-104.
- Aggelides, S.M., Londra, P.A.** (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource technology*. 71(3): 253-259.
- Aguilar, J.M., Albiach, R., Soriano, M.D., Estela, M., Tarazona, F., Pomares, F.** (2012). Efectos derivados de la aportación de los restos de poda en las propiedades del suelo y estado nutricional del arbolado en una parcela de cítricos. In *X Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica* (pp. 850-862). Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE).
- Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R.L., MacCarthy, P.** (1985). An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. In *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*; Aiken, G.R., McKnight, D.M., Wershaw, R.L., MacCarthy, P., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 1-9.
- Albiach, R.** (1997). Estudio de varios índices de actividad biológica del suelo en relación a diferentes aportaciones de enmiendas orgánicas. Tesis Doctoral. Universitat de València.
- Albiach, R., Bonmatí, M., Canet, R., García, C., García, A., Gíl, F., González, S., Hernández, M.T., Jiménez de Ridder, P., Leirós, M^a.C., Lobo, M^a.C., Rad, C., Sastre, I., Trasar, C.** (2006). Sobre las enzimas del suelo y sus técnicas de medida. *Edafología*. 13(3): 117-125.
- Albiach, R., Pomares, F., Ribó, M., Pérez-Piqueres, A., Canet, R.** (2017). Enzyme activity in soil after different procedures for managing rice straw. *Recur. Rurais*. 12: 33-38.
- Andújar, A.D.** (2003). Compostaje de la fracción orgánica de residuos urbanos con lodos de depuradora. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- AOAC** (1980). Official methods of analysis. Titrable acidity (22.060). Thirteenth edition, Washington, USA. 1018p.
- APHA** (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC.
- Ashok Kumar, A.K., Deo Kumar, D.K., Vipin Kumar, V.K., Arvind Kumar, A.K., Dhyani, B.P., Shahi, U.P.** (2011). Economic and nutritional assessment of different type of compost for sustainable crop production in India. 83-87.

- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Thami Alami, I.** (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*. 8: 141-158.
- Barche, S., Nair, R., Jain, P.K.** (2015). A review of mulching on vegetable crops production. *Ecol Environ Conserv*. 21(2): 859-866.
- Barooah, A., Chakravarty, M., Hazarika, B.** (2022). Response of nutrient management on growth, yield and quality of citrus crop: A review. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*. 11(5): 291-297.
- Beltrán-González, F., Pérez-López, A.J., López-Nicolás, J.M., Carbonell-Barrachina, Á.A.** (2008). Effects of agricultural practices on instrumental colour, mineral content, carotenoid composition, and sensory quality of mandarin orange juice, cv. Hernandina. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 88(10): 1731-1738.
- Bermejo, A., Cano, A.** (2012). Analysis of nutritional constituents in twenty citrus cultivars from the Mediterranean area at different stages of ripening. *Food and Nutrition Sciences*. 3(5): 639-650.
- Bermejo, A., Pardo, J., Cano, A.** (2011). Influence of gamma irradiation on seedless citrus production: pollen germination and fruit quality. *Food and Nutrition Sciences*. 2(3): 169-180.
- Bermejo, A., Pardo, J., Cano, A.** (2012). Murcott seedless: influence of gamma irradiation on citrus production and fruit quality. *Spanish journal of agricultural research*. 10(3): 768-777.
- Bermejo, A., Pardo, J., Morales, J., Cano, A.** (2016). Comparative study of bioactive components and quality from juices of different mandarins: discriminant multivariate analysis of their primary and secondary metabolites. *Agricultural Sciences*. 7(6): 341-351.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R.** (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*. 100(22): 5444-5453.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J.** (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol*. 63: 91-99.
- Berrow, M.L., Stein, W.M.** (1983). Extraction of metals from soils and sewage sludges by refluxing with aqua regia. *Analyst*. 108(1283): 277-285.
- Bhardwaj, R.L.** (2013). Effect of mulching on crop production under rainfed condition-a review. *Agricultural Reviews*. 34(3): 188-197.
- Bhuyan, M.H.M.B., Sarker, J., Rahman, S., Fujita, M., Hasanuzzaman, M.** (2016). Evaluation of integrated nutrient management for Mandarin orange production in hot humid region of Bangladesh. *American journal of Experimental Agriculture*. 10(6): 1-14.
- Bouajila, K., Sanaa, M.** (2011). Effects of organic amendments on soil physico-chemical and biological properties. *J. Mater. Environ. Sci*. 2(1): 485-490.
- Brown, S., Cotton, M.** (2011). Changes in soil properties and carbon content following compost application: Results of on-farm sampling. *Compost Science & Utilization*. 19(2): 87-96.
- Buzarovska, A., Bogoeva, G.G., Grozdanov, A., Avella, M., Gentile, G., Errico, M.** (2008). Potential use of rice straw as filler in ecomposite materials. *Aust. J. Crop Sci*. 1: 37-42.

- Calatrava, J., Martínez-Granados, D., Zornoza, R., Gonzalez-Rosado, M., Lozano-García, B., Vega-Zamora, M., Gómez-López, M.D.** (2021). Barriers and opportunities for the implementation of sustainable farming practices in Mediterranean tree orchards. *Agronomy*. 11(5): 821.
- Canali, S., Rocuzzo, G., Tittarelli, F., Ciaccia, C., Fiorella, S., Intrigliolo, F.** (2012). Organic Citrus: Soil fertility and plant nutrition management. *Advances in citrus nutrition*. 353-368.
- Canet, R., Albiach, R., Ferrer, E., Flores, P., Pomares, F.** Evolution of chemical and physicochemical properties of MSW compost during three long-term maturing treatments. In *Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety, Proceedings of the 11th International Conference of the FAO ESCORENA Network on the Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*, Murcia, Spain, 6–9 October 2004; FAO: Rome, Italy; CSIC: Madrid, Spain, 2004.
- Canet, R., Pomares, F.** (1995). Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresour. Technol.* 51, 259–264.
- Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F.** (1998b). Efecto de diferentes enmiendas organicas en las propiedades del suelo de un huerto de cítricos. *Agrochimica (Italy)*, 42 (1): 41-49.
- Canet, R., Pomares, F., Tarazona, F., Estela, M.** (1998a). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29: 697–716.
- Cano, A., Bermejo, A.** (2011). Influence of rootstock and cultivar on bioactive compounds in citrus peels. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 91(9): 1702-1711.
- Cano, A., Medina, A., Bermejo, A.** (2008). Bioactive compounds in different citrus varieties. Discrimination among cultivars. *Journal of Food Composition and Analysis*. 21(5): 377-381.
- Casida, J.L.E., Klein, D.A., Santoro, T.** (1964). Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*. 98: 371-376.
- Cegarra, J.** (1994). Compostaje de desechos orgánicos y criterios de calidad del com-post. *Actas del VII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo*. Bucaramanga (Colombia). 22-30
- Chalker-Scott, L.** (2007). Impact of mulches on landscape plants and the environment—A review. *Journal of Environmental Horticulture*. 25(4): 239-249.
- Chandra, S., Singh, R.D., Bhatnagar, V.K., Bisht, J.K.** (2002). Effect of mulch and irrigation on tuber size, canopy temperature, water use and yield of potato (*Solanum tuberosum*). *Indian Journal of Agronomy*. 47(3): 443-448.
- Chapman, M.D., Pratt, P.F.** (1961). *Methods of analysis for soils, plant and waters*. University of California. Div. of Agric. Sci.: 56-64
- Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M.** (1977). Information provided on humic substances by the E_4/E_6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 352–358.
- Chen, Yi-Tui.** (2016). A cost analysis of food waste composting in Taiwan. *Sustainability Sustainability*, 8(11): 1210.

- Choudhary, M., Kumari, A., Choudhary, S.** (2022). Effect of mulching on vegetable production: A review. *Agricultural Reviews*. 43(3): 296-303.
- Comisión Europea (2020). Estrategia de la Granja a la mesa.** Disponible en internet: https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/farm-forkstrategy_en. [Fecha de acceso: 26 junio 2023].
- Comisión Europea (2021). Estrategia Protección de Suelos.** Disponible en internet: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX:52021DC0699>. [Fecha de acceso: 26 junio 2023].
- Comisión Europea (2020). Estrategia sobre Biodiversidad.** Disponible en internet: https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_es. [Fecha de acceso: 26 junio 2023].
- Comisión Europea. Nutrientes: plan de acción para una gestión más eficaz.** Disponible en internet: https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12899-Nutrientes-plan-de-accion-para-una-gestion-mas-eficaz_es. [Fecha de acceso: 3 septiembre 2023].
- Comisión Europea (2019). Pacto Verde Europeo.** Disponible en internet: <https://www.consilium.europa.eu/es/policies/green-deal>. [Fecha de acceso: 3 septiembre 2023].
- Comisión Europea (2020). Plan de Acción para la Economía Circular.** Disponible en internet: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/es/ip_20_420. [Fecha de acceso: 3 septiembre 2023].
- Comisión Europea (2021). Política Agraria Común.** Disponible en internet: https://agriculture.ec.europa.eu/common-agriculturalpolicy_en. [Fecha de acceso: 3 septiembre 2023].
- Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Decreto 81/2022**, de 10 de junio, del Consell, por el que se amplían, en el ámbito de la Comunitat Valenciana, los municipios designados como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Orden 10/2018**, de 27 de febrero, sobre la utilización de materias fertilizantes nitrogenadas en las explotaciones agrarias de la Comunitat Valenciana.
- Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Orden 22/2017**, de 3 de agosto, por la que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario de la Comunitat Valenciana.
- Consoli, S., Caggia, C., Russo, N., Randazzo, C.L., Continella, A., Modica, G., Barbagallo, S.** (2023). Sustainable use of citrus waste as organic amendment in orange or-chards. *Sustainability*. 15(3): 2482.
- Coolong, T.** (2012). Mulches for weed management in vegetable production. *Weed control*, 5774.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A.** (1991). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (Sebas). Murcia, España.

- Costa, M., Beltrão, J., Brito, J., Dionísio, L.** (2008). Effects of manure and sludge application on a citrus orchard. *WSEAS Transactions on Environment and Development*. 4(7): 567-576.
- Couth, R., Trois, C.** (2012). Cost effective waste management through composting in Africa. *Waste Manag.* 32: 2518-2525
- Dadrasnia, A., de Bona Muñoz, I., Yáñez, E.H., Lamkaddam, I.U., Mora, M., Ponsá, S., Ahmed, M., Argelaguet, L.L., Williams, P.M., Oatley-Radcliffe, D.L.** (2021). Sustainable nutrient recovery from animal manure: A review of current best practice technology and the potential for freeze concentration. *J. Clean. Prod.* 315: 128106.
- Devasinghe, D.A.U.D., Premaratne, K.P., Sangakkara, U.R.** (2013). Impact of rice straw mulch on growth, yield components and yield of direct seeded lowland rice (*Oryza sativa* L). 24 (4): 325-335.
- Dumontet, S., Scopa, A., Kerje, S., Krovacek, K.** (2001). The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *J Air Waste Manag. Assoc.* 51: 848-860.
- Dvořák, P., Hamouz, K., Kuchtová, P., Tomášek, J.** (2009). Study on the effect of mulching on potato production in organic farming. *Zbornik Radova 44. Hrvatski i 4 Me-dunarodni Simpozij Agronoma, Opatija, Hrvatska, 16-20 Veljače.* 59-62.
- ECREA:** Estudios de costes y rentas de las explotaciones agrarias (2024) MAPA. <https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/financiacion-fiscalidad-estudio-costes/ecrea/>
- Edwards, L., Burney, J.R., Richter, G. MacRae, A.H.** (2000). Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*. 81(3): 217-222.
- Eissa, M.A., Helail, B.M.** (1997). A comparative study on some weed control treatments in Balady lime nursery. 935-947.
- El-Rhman, A., Zeinab, M., Hegazy, A.S.I., Mostafa, M.A.M., El-Sedfy, O.M.F.** (2018). Evaluation of stability and maturity of composted rice straw, olive pomace and some agricultural wastes. *Arab Univ. J. Agric. Sci.* 26: 267-279.
- Erhart, E., Hartl, W.** (2010). Compost use in organic farming. *Genetic engineering, biofertilisation, soil quality and organic farming*, 311-345.
- Erhart, E., Hartl, W., Putz, B.** (2005). Biowaste compost affects yield, nitrogen supply during the vegetation period and crop quality of agricultural crops. *Eur. J. Agron.* 23: 305-314.
- European Commision.** (2024). Fertiliser prices. Directorate General for Agriculture and rural Development. <https://agridata.ec.europa.eu/extensions/DashboardFertiliser/FertiliserPrices.html>
- Fernández-Hernández, A., Roig, A., Serramiá, N., Civantos, C.G.O., Sánchez-Monedero, M.A.** (2014). Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management*. 34(7): 1139-1147.
- Ferrer, E., Canet, R., Pomares, F., Moreno, R.** (2002). Effects of inoculation and urea addition on the composting of sewage sludge and rice straw. *WIT Trans. Ecol. Environ.* 56: 297-303.

- Fialho, L.L., Da Silva, W.T.L., Milori, D.M., Simões, M.L., Martin-Neto, L.** (2010). Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods. *Bioresour. Technol.* 101: 1927–1934.
- Fikry, A.M., Sayed-Ahmed, A., Mohsen, F.S., Ibrahim, M.M.** (2020). Effect of nitrogen fertilization through inorganic, organic and biofertilizers sources on vegetative growth, yield and nutritional status in murcott tangerine trees. *Plant Archives* (09725210), 20(1).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)**, (2021). *Citrus Fruit-Fresh and Processed Statistical Bulletin 2020*. Rome.
- García Izquierdo, C., Moreno, J.L., Hernández Fernández, M.T., Polo, A.** (2002). Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A.** (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and biochemistry.* 32(13): 1907-1913.
- Garrido Valero, M.S.** (1993). *Interpretación de Análisis de Suelos*; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: Madrid, Spain, p. 40.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Domínguez, J.** (2008). The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere.* 70: 436–444.
- González-Sicilia, E.** (1968). *El cultivo de los agrios*. Ed.Bello, Valencia, España.
- Hanschen F.S., Yim B, Winkelmann T, Smalla K, Schreiner M.** (2015). Degradation of Biofumigant Isothiocyanates and Allyl Glucosinolate in Soil and Their Effects on the Microbial Community Composition. *PLoS One.* 10(7): e0132931.
- Harris R.W., Clark J.R., Matheny N.P.** (2004). *Arboriculture: integrated management of landscape trees, shrubs, and vines*, 4th edition. Prentice Hall, Inc, Upper Saddle River, NJ.578 p.
- Huaraca-Fernández, J.N., Pérez-Sosa, L., Bustinza-Cabala, L.S., Pampa-Quispe, N.B.** (2020). Enmiendas orgánicas en la inmovilización de cadmio en suelos agrícolas contaminados: una revisión. *Información tecnológica.* 31(4): 139-152.
- Hue, N.V.; Liu, J.** (1995). Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.* 3: 8–15.
- Idrovo-Novillo, J., Gavilanes-Terán, I., Bustamante, M.A., Paredes, C.** (2018). Composting as a method to recycle renewable plant resources back to the ornamental plant industry: Agronomic and economic assessment of composts. *Process Safety and Environmental Protection.* 116: 388-395.
- Iqbal, R., Raza, M.A.S., Valipour, M., Saleem, M.F., Zaheer, M.S., Ahmad, S., Toleikiene, M., Haider, I., Aslam, M.U., Nazar, M.A.** (2020). Potential agricultural and environmental benefits of mulches—a review. *Bulletin of the National Research Centre.* 44(1): 1-16.
- Iranzo, M., Cañizares, J.V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S., Boluda, R.** (2004). Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). *Bioresour. Technol.* 95(1): 107–112.
- ISO 6579-1:2017**, *Microbiology of the Food Chain—Horizontal Method for the Detection, Enumeration and Serotyping of Salmonella—Part 1: Detection of Salmonella spp.* ISO: Geneva, Switzerland, 2017; p. 50.

- ISO 7251:2005**, Microbiology of Food and Animal Feeding Stuff—Horizontal Method for the Detection and Enumeration of Presumptive *Escherichia coli*—Most Probable Number Technique. ISO: Geneva, Switzerland, 2005; p. 13.
- Jefatura del Estado. Ley 7/2022**, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular.
- Jiménez-Cuesta, M., Cuquerella, J., Martínez-Jávega, J.M.** (1981). Determination of a colour index for citrus degreening. *Proc. Int. Soc. Citriculture*, 4th, Tokio, Japan. 2(2): 750-753.
- Jouraihy, A., Amir, S., El Gharous, M., Revel, J.C., Hafidi, M.** (2005). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 56(2): 101-108.
- Juárez Sanz, M., Sánchez Andreu, J., Sánchez Sánchez, A.** (2006). Química del suelo y medio ambiente.
- Junpen, A., Pansuk, J., Kamnoet, O., Cheewaphongphan, P., Garivait, S.** (2018). Emission of air pollutants from rice residue open burning in Thailand. *Atmosphere*. 9(11): 449.
- Jusoh, M.L.C., Manaf, L.A., Latiff, P.A.** (2013). Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 10: 1-9.
- Kader, M.A., Singha, A., Begum, M.A., Jewel, A., Khan, F.H., Khan, N.I.** (2019). Mulching as water-saving technique in dryland agriculture. *Bulletin of the National Research Centre*. 43(1): 1-6.
- Keesstra, S.D., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Giménez-Morera, A., Pulido, M., Di Prima, S., Cerdà, A.** (2019). Straw mulch as a sustainable solution to decrease runoff and erosion in glyphosate-treated clementine plantations in Eastern Spain. An assessment using rainfall simulation experiments. *Catena*. 174: 95-103.
- Khandanlou, R., Ahmad, M.B., Shameli, K., Hussein, M.Z., Zainuddin, N., Kalantari, K.** (2014). Mechanical and Thermal Stability Properties of Modified Rice Straw Fiber Blend with Polycaprolactone Composite. *J. Nanomater.* 2014, 675258.
- Kumar, P.S., Choudhary, V.K., Kanwat, M., Sangeetha, A.** (2013). Influence of different sources of nutrients on growth, yield and quality of Khasi mandarin grown under mid hills of Arunachal Pradesh (India). *Journal of Applied Horticulture*. 15(3): 220-223.
- Lakhdar, A., Rabhi, M., Ghnaya, T., Montemurro, F., Jedidi, N., Abdelly, C.** (2009). Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of hazardous materials*. 171(1-3): 29-37.
- Lanno, M., Kriipsalu, M., Shanskiy, M., Silm, M., Kisand, A.** (2021). Distribution of Phosphorus Forms Depends on Compost Source Material. *Resources*. 10(10): 102.
- Leal, G.R.** (2007). Influence of reflective mulch on Pinot noir grape and wine quality. Doctoral dissertation, Lincoln University.
- Legaz, F., Serna, M.D., Ferrer, P., Cebolla, V., Primo-Millo, E.** (1995). Análisis de hojas, suelos y aguas para el diagnóstico nutricional de plantaciones de cítricos. Procedimiento de toma de muestras. Servicio de Transferencia de Tecnología Agraria. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana.

- Li, X., Zhang, R., Pang, Y.** (2008). Characteristics of dairy manure composting with rice straw. *Bioresource Technology*. 99(2): 359-367.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W.** (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 86(2): 131-137.
- Lindsay, W.L., Norwell, W.** (1978). Development of DTPA soil for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42: 421-428.
- Liu, Y., Heying, E., Tanumihardjo, S.A.** (2012b). History, global distribution, and nutritional importance of citrus fruits. *Comprehensive reviews in Food Science and Food safety*. 11(6): 530-545.
- Liu, Y., Tao, Y., Wan, K.Y., Zhang, G.S., Liu, D.B., Xiong, G.Y., Chen, F.** (2012a). Runoff and nutrient losses in citrus orchards on sloping land subjected to different surface mulching practices in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Agricultural Water Management*. 110: 34-40.
- Liu, Y., Wang, J., Liu, D., Li, Z., Zhang, G., Tao, Y., Xie J., Pan, J., Chen, F.** (2014). Straw mulching re-duces the harmful effects of extreme hydrological and temperature conditions in citrus orchards. *Plos one*, 9(1), e87094.
- López Bravo, E., Rivera, A., Javier, A., Herrera Suárez, M., Gonzalez Cueto, O., García de la Figal Costales, A.** (2017). Propiedades de un compost obtenido a partir de residuos de la producción de azúcar de caña. *Centro Agrícola*. 44(3): 49-55.
- Loveland, P., Webb, J.** (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage research*. 70(1): 1-18.
- Madejón, E., Burgos, P., López, R., Cabrera, F.** (2003). Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the 'Comarca Costa de Huelva' (SW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 65: 281-288.
- Magdich, S., Rouina, B.** (2022). Impact of compost agronomic application on soil chemical properties and olive trees (*Olea europaea* L.) growth parameters. *JAAOG*. 1: 42-54.
- Makode, P.M., Rathod, R.G., Akola, M.** (2015). Effect of vermicompost on the growth of Indian orange, *Citrus reticulatus* with reference to its quality and quantity. *Biosci Biotech res Comm*. 8: 217-220.
- Mangan F., Barker A., Bodine S., Borten P.** (2013) Compost Use and Soil Fertility. Center for Agriculture, Food, and the Environment technical note.
- Márquez, P.B., Blanco, M.J.D., Capitán, F.C.** (2008). Factores que afectan al proceso de Compostaje. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 93-110.
- Martín, J.R., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Corbí, J.G., Boluda, R.** (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*. 264: 117-125.
- Martínez-Blanco J., Lazcano C., Christensen T.H., Muñoz P., Rieradevall J., Moller J., Antón A., Boldrin A.** (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. *Agronomy for sustainable development*. 33: 721-732.

- Martínez-Alcántara, B., Martínez-Cuenca, M.R., Bermejo, A., Legaz, F., Quinones, A.** (2016). Liquid organic fertilizers for sustainable agriculture: Nutrient uptake of organic versus mineral fertilizers in citrus trees. *PloS one*. 11(10): e0161619.
- Martins, O., Dewes, T.** (1992). Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresour. Technol.* 42: 103–111.
- Maulini-Duran, C., Artola, A., Font, X., Sánchez, A.** (2013). A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: Raw sludge versus anaerobically digested sludge. *Bioresour. Technol.* 147: 43–51.
- Meyer-Kohlstock, D., Hadrich, G., Bidlingmaier, W., Kraft, K.** (2013). The value of composting in Germany—Economy, ecology, and legislation. *Waste Manag.* 33: 536–539.
- Millán, E., Abadía, A., Montañés, L.** (1983). Niveles de Fe, Mn, Cu, y Zn en suelos cultivados del valle del Ebro. *Ann Aula Dei.* 16: 305–317.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente** (2013). **Orden AAA/1072/2013**, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente** (2013). **Real Decreto 815/2013**, de 18 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2010)** Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Sebastián ruano Criado (coord.) Parte I.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2022).** Anuario de Estadística 2022. Madrid. https://www.mapa.gob.es/estadistica/pags/anuario/2022/GLOBAL%202022/AE_2022.pdf
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2023).** Anuario de Estadística 2023. Madrid. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2023/default.aspx?parte=3&capitulo=07>
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2023).** Análisis de la campaña de cítricos 2022/2023.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2023).** Aforo Nacional de Cítricos. Campaña 2023/2024
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA).** **Real Decreto 840/2022**, de 27 de agosto, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación MAPA. Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas para el Riego.** En Plantas, Productos Orgánicos, Fertilizantes, Suelos, Aguas, Productos Fitosanitarios, Fertilizantes Inorgánicos, Madrid, España, 1994; Volumen 3, p. 662.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.** **Real Decreto 1310/1990**, de 29 de octubre de 1990, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.
- Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales.** **Real Decreto 999/2017**, de 24 noviembre de 2017, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 junio, sobre productos fertilizantes.

- Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática. Real Decreto 47/2022**, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática. Real Decreto 1051/2022**, de 27 de diciembre de 2022, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios.
- Ministerio de la Presidencia. Real Decreto 506/2013**, de 28 junio de 2013, sobre productos fertilizantes.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).** Lodos de Depuración de Aguas Residuales. Disponible online: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora.html>.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Real Decreto 646/2020**, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.
- Miyao, G., Davis, R.M., Leveau, J., Maharaj, N.** (2015). Evaluation of composted poultry manure on plant health of processing tomatoes in the lower Sacramento Valley of California. *Acta Hortic.* 1081: 121-125.
- Morales, J., Salvador, A., Besada, C., Navarro, P., Bermejo, A.** (2021). Physico-chemical, sensorial and nutritional quality during the harvest season of 'Tango' mandarins grafted onto Carrizo Citrange and Forner-Alcaide no. 5. *Food Chemistry.* 339: 127781.
- Moreno, J., Mormeneo, S.** (2008). Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 111-140.
- Moreno-Jiménez, E., Plaza, C., Saiz, H., Manzano, R., Flagmeier, M., Maestre, F.T.** (2019). Aridity and reduced soil micronutrient availability in global drylands. *Nature sustainability.* 2(5): 371-377.
- Moretti, S.M.L., Bertoncini, E.I., Abreu-Junior, C.H.** (2015). Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Scientia Agricola.* 72: 432-439.
- Moursy, F.S., Mostafa, F.A., Solieman, N.Y.** (2015). Polyethylene and rice straw as soil mulching: reflection of soil mulch type on soil temperature, soil borne diseases, plant growth and yield of tomato. *Global journal of advanced research.* 2(10): 1497-1519.
- Nalayini, P.** (2007). Poly-mulching a case study to increase cotton productivity. Senior scientist. Central Institute for Cotton Research, Regional Station, Coimbatore.
- Neves, A.C., Da Costa, P., De Oliveira Silva, C.A., Pereira, F.R., Mol, M.P.G.** (2021). Analytical methods comparison for pH determination of composting process from green wastes. *Environ. Eng. Manag. J.* 20: 133-139.
- Ochoa, V., Hinojosa, B., Gómez-Muñoz, B., García-Ruiz, R.** (2007). Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas ecológicos. *Iniciación a la Investigación*, (2).
- Organización de las Naciones Unidas Agenda 2030.** Disponible en internet: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda>.

- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A.** (2002). Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresour. Technol.* 85: 1–8.
- Pérez-Piqueres, A., Edel-Hermann, V., Alabouvette, C., Steinberg, C.** (2006). Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology and Biochemistry.* 38(3): 460–470.
- Pinamonti, F., Nicolini, G., Dalpiaz, A., Stringari, G., Zorzi, G.** (1999). Compost use in viticulture: Effect on heavy metal levels in soil and plants. *Communications in soil science and plant analysis.* 30(9-10): 1531-1549.
- Pinitpaitoon, S., Suwanarit, A., Bell, R.W.** (2011). A framework for determining the efficient combination of organic materials and mineral fertilizer applied in maize cropping. *Field Crops Res.* 124: 302–315.
- Pomares F.** (1986). La salinidad del suelo en los cítricos. Servicio de Transferencia de Tecnología Agraria. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana.
- Pomares, F.** (1982). Valor fertilizante de los lodos de las depuradoras de aguas residuales. *ITEA* 49: 47–67.
- Pomares, F.** (2000). La fertilización orgánica. Curso de fertirrigación de cítricos, 93-115.
- Pomares, F. Albiach, R.** (2008). Valoración de los residuos orgánicos como fuente de materia orgánica y nutrientes. VIII Congrés Citrícola de l'Horta Sud, 83-100.
- Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F., Sala, M. O., Canet, R.** (1998). Estado de contaminación por metales pesados en suelos de cítricos con cultivo ecológico. In III Congreso SEAE: Una alternativa para el mundo rural del tercer milenio. pp. 247-252. SEAE.
- Pomares, F., Olmos, J., Estela, M. Tarazona, F.** (1994). Fertilidad de la tierra y estado nutritivo de cítricos en cultivo ecológico. *Actas del I congreso de la SEAE*, 238-244.
- Prasad, M., Foster, P.** (2023). Comprehensive Evaluation and Development of Irish Compost and Digestate Standards for Heavy Metals, Stability and Phytotoxicity. *Environments.* 10(10): 166.
- Programa Comunidad Valenciana FEDER 2021-2027. Estrategia de Especialización Inteligente S3-CV 2021-2027.**
https://ris3cv.gva.es/documents/164540377/353965115/Documento+Integrado+S3-CV_ES.pdf/377ca9f8-83c8-5f1a-c9aa-6aa24ef78a40?t=1671798192548. [Fecha de acceso: 26 June 2023].
- Quiñones, A., Martínez-Alcántara, B., Primo-Millo, E., Legaz, F.** (2012) Fertigation: Concept and Application in citrus. p. 281-301. *Advances in Citrus Nutrition.* Anoop Kumar Srivastava (Ed). Maharashtra, India. ISBN. 978-84-491-0997-3.
- Rahman, M.J., Uddin, M.S., Bagum, S.A., Mondol, A.T.M.A.I., Zaman, M.M.** (2006). Effect of mulches on the growth and yield of tomato in the coastal area of Bangladesh under rainfed condition. *Int J Sustain Crop Prod.* 1(1): 6-10.
- Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A.** (2006). Erosion rates and nutrient losses affected by composted cattle manure application in vineyard soils of NE Spain. *Catena.* 68(2-3): 177-185.
- Ranjan, P., Patle, G.T., Prem, M., Solanke, K.R.** (2017). Organic Mulching-A Water Saving Technique to Increase the Production of Fruits and Vegetables. *Current Agriculture research journal.* 5(3).

- Rashad, F.M., Saleh, W.D., Moselhy, M.A.** (2010). Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresour. Technol.* 101: 5952–5960.
- Rayne, N., Aula, L.** (2020). Livestock Manure and the Impacts on Soil Health: A Review. *Soil Syst.* 4(4): 64.
- Reglamento (UE) 2019/1009** del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.º 2003/2003.
- Reglamento delegado (UE) 2021/1890** de la comisión de 2 de agosto de 2021 que modifica el Reglamento de Ejecución (UE) n.º 543/2011 en lo que atañe a las normas de comercialización en el sector de las frutas y hortalizas.
- Renkow, M., Rubin, A.R.** (1998). Does municipal solid waste composting make economic sense? *J. Environ. Manag.* 53: 339–347.
- Resolución de 27 de septiembre de 2024**, de la Secretaría Autonómica de Medio Ambiente y Territorio y de la Secretaría Autonómica de Agricultura, Agua, Ganadería y Pesca, por la que se aprueban las instrucciones técnicas para la gestión de la paja y rastrojos de arroz en determinadas zonas húmedas de la Comunidad Valenciana. [2024/10023].
- Ribó, M., Albiach, R., Gómez, A., Pomares, F., Canet, R., Estela, M.** (2004). Efectos de la fertilización orgánica sobre las propiedades químicas y la actividad biológica en suelos de cultivos hortícolas. In *Actas del IV Congreso de la SEAE*. Almería.
- Ribó, M., Albiach, R., Pomares, F., Canet, R.** (2017). Alternativas de gestión de la paja de arroz en la Albufera de Valencia. *Vida rural.* 430: 56-60.
- Riegos, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias.** <http://riegos.ivia.es/datos-meteorologicos>
- Roca-Pérez, L., Arévalo, J., Boluda, R.** (2005). The influence of C/N ratio moisture and pH on the aerobic microbial activity of rice straw and sewage sludge blends. In *Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*; Bernal, M.P., Moral, R., Clemente, R., Paredes, C., Eds.; FAO-CSIC: Murcia, Spain, 247–249.
- Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P., Boluda, R.** (2009). Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. *Chemosphere.* 75(6): 781-787.
- Roghani, S., Hosseini, H.M., Savaghebi, G., Halajian, L., Jamei, M., Etesami, H.** (2012). Effects of composted municipal waste and its leachate on some soil chemical properties and corn plant responses.
- Roose, M., Williams, T.** (2007). U.S. Patent Application No. 11/220,875 (USPP17863).
- Roussos, P.A.** (2011). Phytochemicals and antioxidant capacity of orange (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck cv. Salustiana) juice produced under organic and integrated farming system in Greece. *Scientia horticulturae.* 129(2): 253-258.
- Sánchez Donado, R.** (2019). Diseño y estudio de viabilidad de una planta depuradora de aguas residuales.

- Sánchez-Monedero, M.Á., Roig, A., Bernal Calderón, M.P.** (2001). The water-soluble organic fraction and its relationships to the degree of maturity of organic matter during composting. *Bioprocess. SolidWaste Sludge*. 1, 6.
- Sdiri, S., Bermejo, A., Aleza, P., Navarro, P., Salvador, A.** (2012). Phenolic composition, organic acids, sugars, vitamin C and antioxidant activity in the juice of two new trip-loid late-season mandarins. *Food Research International*. 49(1): 462-468.
- Singh, L., Brar, B.S.** (2021). A review on rice straw management strategies. *Nat. Environ. Pollut. Technol.* 20: 1485–1493.
- Smets, T., Poesen, J.** (2009). Impacts of soil tilth on the effectiveness of biological geotextiles in reducing runoff and interrill erosion. *Soil and Tillage Research*. 103(2): 356-363.
- Smith, S.R.** (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment international*. 35(1): 142-156.
- Soler, J., Zaragoza, S., Medina, A., R. Bellver, R., Mares T., Gavila L., Aleza P.** (2024) Fichas técnicas Varietales. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. <https://ivia.gva.es/es/variedades>.
- Stentiford, E.I.** (1996). Composting Control: Principles and Practice. In *The Science of Composting*; de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands. 49–59.
- Tipayarom, D., Oanh, N.K.** (2007). Effects from open rice straw burning emission on air quality in the Bangkok Metropolitan Region. *Sci. Asia*. 33: 339–345.
- Tortosa Muñoz, G.** (2011). Elaboración a escala preindustrial de enmiendas y abonos orgánicos sólidos y líquidos mediante co-compostaje de orujo de aceituna de dos fases o alperujo. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. <http://www.tdx.cat/handle/10803/42938>
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M.** (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresour. Technol.* 72: 169–183.
- Turney, J., Menge, J.** (1993). Root health: mulching to control root disease in citrus. *California grower: avocados, citrus, subtropicals*, 17.
- Uckoo, R.M., Enciso, J.M., Wesselman, I., Jones, K., Nelson, S.D.** (2009). Impact of compost application on Citrus production under drip and microjet spray irrigation systems. *Citrus II. Tree and Forestry Science and Biotechnology*, 3.
- United States Department of Agriculture (USDA)**, January 2024. Citrus: World Market and Trade. Foreign Agriculture Service. Office of Global Analysis.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S.** (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology Biochemistry*. 19: 703–707.
- Viets Jr., F.G., Lindsay, W.L.** (1974). Testing soils for zinc, copper, manganese, and iron. En L.M. Walsh y J.D. Beaton. *Soil Testing and Plant Analysis*. Soil Science Society of America, Inc. Wisconsin, USA.
- Wallace, A.** (1994). Soil organic matter is essential to solving soil and environmental problems. *Communications in soil science and plant analysis*. 25(1-2): 15-28.

- Walsh, B.D., MacKenzie, A.F., Salmins, S., Buszard, D.J.** (1996). Impact of soil management systems on organic dwarf apple orchards and soil aggregate stability, bulk density, temperature and water content. *Canadian Journal of Soil Science*. 76(2): 203-209.
- Zhao, X.L., Li, B.Q., Ni, J.P., Xie, D.T.** (2016). Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting. *J. Integr. Agric.* 15(1): 232-240.
- Zribi, W., Faci González, J.M., Aragiés Lafarga, R.** (2011). Efectos del acolchado sobre la humedad, temperatura, estructura y salinidad de suelos agrícolas.
- Zuazo, V.H.D., Pleguezuelo, C.R.R.** (2009). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Sustainable agriculture*. 785-811.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M.** (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking. 30-50.

MARCO DE INVESTIGACIÓN

La presente tesis doctoral titulada "Aspectos ambientales del aprovechamiento de la paja del arroz mediante compostaje y aplicación en campo" ha sido financiada por el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, y la Generalitat Valenciana. Programa de Desarrollo Rural de la Comunitat Valenciana 2014–2020, AGCOOP_B/2018/037. El proyecto fue llevado a cabo por un consorcio compuesto por tres entidades: el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), Cooperatives-Agroalimentàries de la Comunitat Valenciana (CACV) y Depuración de Aguas del Mediterráneo S.L. (DAM).

CONTRIBUCIONES CIENTÍFICAS

El desarrollo de la tesis doctoral ha dado lugar a las siguientes contribuciones científicas:

1. Rodríguez-Carretero I; Canet R; Quiñones A; Pérez-Piqueres A. Industrial-Scale Composting of Rice Straw and Sewage Sludge. *Agronomy* 13(9). Fecha: 2023
2. Rodríguez-Carretero I; Morales J; Pérez-Piqueres A; Canet R; Quiñones A; Fernández-Zamudio MA. Factores económico-ambientales que influyen en la gestión de la paja de arroz y los lodos de depuradora. Congreso Nacional en red de Economía, Ingeniería y Postcosecha, SECH, del 15 al 17 de marzo de 2022, on line. Póster
3. Rodríguez-Carretero I; Llorens I; Gimeno C; Pérez-Piqueres A; Canet R; Quiñones A. Valorización de la paja de arroz mediante compostaje como alternativa de gestión a su quema. XVI Congreso Nacional de Ciencias Hortícolas, del 17 al 22 de octubre de 2021, Córdoba (España). Póster
4. Rodríguez-Carretero I; Quiñones A; Pérez-Piqueres A; Canet R. Compostaje de lodos de EDAR y paja de arroz a escala industrial: parámetros generales y evolución del proceso. Congreso: 7as Jornadas de la Red Española de Compostaje, el 6, 13, 20 y 27 de noviembre de 2020. Lugar: Compostaje webinar. Comunicación oral
5. Rodríguez-Carretero I; Quiñones A; Pérez-Piqueres A; Canet R. Valo:Rice. Aprovechamiento de la paja del arroz en el cultivo de los cítricos. I Jornada Citricultura. XI Jornada Fruticultura de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas del 18 al 19 de septiembre de 2019, Sevilla (España). Póster

