



CSIC

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
CENTRO DE EDAFOLOGÍA Y BIOLOGÍA APLICADA DEL SEGURA



UNIVERSITAS
Miguel Hernández

Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos



“APLICACIÓN AGRONÓMICA DE DIGERIDOS PROCEDENTES DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VERDURAS”



CRISTINA ÁLVAREZ ALONSO

2021



ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



APLICACIÓN AGRONÓMICA DE DIGERIDOS PROCEDENTES DE RESIDUOS DE FRUTAS Y VERDURAS

Vº Bº DIRECTOR

VºBº CODIRECTOR

Dra. M^a Pilar Bernal Calderón

Dr. Rafael Clemente Carrillo

ALUMNO

Cristina Álvarez Alonso

Curso 2020-2021



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza a la alumna **D^a. Cristina Álvarez Alonso**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: “Aplicación agronómica de digeridos procedentes de residuos de frutas y verduras”, bajo la dirección de D^a. M^a Pilar Bernal Calderón y de D. Rafael Clemente Carrillo (Departamento de Conservación de suelo y agua y manejo de residuos orgánicos, CEBAS-CSIC), debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 23 de junio de 2021

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

CONCEPCION | PAREDES | GIL
Firmado digitalmente por
CONCEPCION|PAREDES|GIL
Fecha: 2021.06.23 09:04:29
+02'00'

Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:

REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

IDENTIFICACIONES

Autor: Cristina Álvarez Alonso.

Título: Aplicación agronómica de digeridos procedentes de residuos de frutas y verduras.

Title: Agronomical application of digestates from fruit and vegetable wastes.

Director/es del TFM: Dra. M^a Pilar Bernal Calderón y Dr. Rafael Clemente Carrillo.

Año: 2021.

Titulación: Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

Tipo de proyecto: experimental.

Palabras claves: Digestión anaerobia, digeridos, mineralización, gestión agronómica, residuos.

Keywords: Anaerobic digestion, digestate, mineralisation, agronomic management, residues.

Nº citas bibliográficas: 81

Nº de tablas: 32

Nº de figuras: 26

Nº de anexos: 2

RESUMEN

El problema asociado a la creciente generación de residuos orgánicos y a su inadecuada gestión no solo conlleva una importante pérdida de materiales y energía, sino que también genera un importante impacto medioambiental.

Anualmente se genera un importante volumen de residuos de frutas y verduras procedentes tanto de la industria del procesado como de los distintos establecimientos y mercados, muchos de ellos con características y tipología estacional que acentúa la dificultad de su manejo y cuya acumulación supone un riesgo ambiental. En este sentido, la digestión anaerobia como método de gestión de este tipo de residuos no solo permite su gestión,

evitando el potencial impacto sobre el medioambiente, sino que convierte los residuos en recursos que pueden ser aprovechados por un lado para la generación de una fuente de energía limpia y renovable como es el biogás, y por otro lado en la agricultura, al generar un material digerido con elevados contenidos de nutrientes para los cultivos. Además, desde un punto de vista sostenible, la digestión anaerobia como método de gestión de residuos ayuda a completar el ciclo de economía circular basado en alargar la vida de los productos y reducir la generación de residuos. Sin embargo, para asegurar dicha sostenibilidad y circularidad de la digestión anaerobia, es necesario diseñar estrategias de gestión agronómica del material digerido que garanticen el aprovechamiento de sus nutrientes y materia orgánica en la agricultura.

El objetivo principal de este trabajo es la valorización agronómica del digerido obtenido mediante la digestión anaerobia de residuos de frutas y verduras. Para ello, se llevó a cabo la caracterización de los materiales que indican la calidad agronómica de los mismos, la aplicación del material digerido como fertilización de fondo en el cultivo de cardo y maíz, así como la evaluación de los beneficios inducidos en el suelo tras esta aplicación.

ABSTRACT

A significant amount of fruit and vegetable wastes is generated annually both from the processing industry and from different establishments and markets. Many of them have characteristics and seasonal typology that accentuate the difficulty of their management and their accumulation pose an environmental risk. In this sense, anaerobic digestion as a technology for managing this type of wastes, allows not only its management, avoiding the potential impact on the environment, but also converts wastes into resources that can be used for the generation of clean and renewable energy such as biogas, and by generating a digested material with high nutrient content for crop production in agriculture. Furthermore, from a sustainable point of view, anaerobic digestion as a waste management method helps to complete the cycle of nutrients and organic matter in a circular economy, based on extending the life of products and reducing the generation of wastes. However, to ensure such sustainability and circularity of anaerobic digestion, it is necessary to design agronomical strategies to manage the digested material that ensure the use of its nutrients and organic matter in agriculture.

The main objective of this work is the agronomical use of the digestate generated from the anaerobic digestion of fruit and vegetable residues. For this, the digestates were characterized to indicate their agronomical quality, and then, they were used as the background fertilization in two crops (cardoon and maize). The benefits induced in the soil after this application is also studied.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación se ha realizado bajo la supervisión de la Dra. M^a Pilar Bernal Calderón, Profesora de Investigación del CEBAS-CSIC, con una carrera investigadora impecable y todo un ejemplo a seguir. Me gustaría agradecerle que me haya dado la oportunidad de poder trabajar a su lado y compartir conmigo toda su experiencia y conocimientos. He aprendido muchísimo y ha sido una experiencia muy positiva que nunca olvidaré.

Al Dr. Rafael Clemente Carrillo, Científico Titular del CEBAS-CSIC, agradecerle su paciencia, dedicación y empeño en enseñarme el funcionamiento del laboratorio, de las técnicas experimentales y de todos los aparatos con los que nos hemos peleado.

A mi “compi” María José Álvarez, por ser siempre tan amable, comprensiva y ayudarme en todas mis dudas y colaborar en mi aprendizaje, y contestarme siempre de forma amable incluso fuera de horario.

A mi familia, mi madre, mi hermano, mi abuela y mi tío Pedro y Carlos, siempre presentes en mi vida y en todo lo que hago, aunque nos separen algunos kilómetros de distancia. Siempre me apoyáis en todo y esto también es en parte por vosotros.

Gracias a mi pareja, Yan, mi brújula, mi compañero, el que siempre me apoya y al que debo todo esto. Este logro es de los dos, ya lo sabes, sin ti nada se hubiera hecho realidad y nada tendría sentido. Gracias por acompañarme siempre en este largo viaje, por aguantar todas mis dudas, mis cabreos y mis inseguridades y por brindarme siempre buenos consejos. No creo que pueda agradecerte todo esto en la vida.

A todos, GRACIAS DE CORAZÓN. Gracias por poner vuestro granito de arena para conseguir este sueño.

ÍNDICE:

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. DIGERIDOS: DEFINICIÓN, ORIGEN Y PRODUCCIÓN	3
1.1.1. Definición de digeridos generados por digestión anaerobia	3
1.1.2. Producción de digeridos	6
1.1.3. Problemas ambientales asociados a la producción de biogás y gestión de los digeridos	7
1.2. TIPOS DE DIGERIDOS	12
1.2.1. Tipología en función de los materiales de entrada	12
1.2.2. Tipología en función del post-tratamiento	15
1.3. SITUACIÓN ACTUAL Y MARCO LEGAL	17
1.3.1. Situación actual	17
1.3.2. Marco legal	19
1.4. CARACTERÍSTICAS DE LOS DIGERIDOS	23
1.4.1. Características físico-químicas	23
1.4.2. Nutrientes y materia orgánica	24
1.4.3. Grado de estabilidad biológica y madurez	27
1.4.4. Microorganismos patógenos	29
1.4.5. Impurezas y elementos tóxicos	29
1.5. CRITERIOS DE CALIDAD DE LOS MATERIALES DIGERIDOS UTILIZABLES EN AGRICULTURA	31
1.5.1. Criterios de calidad	31
1.5.2. Contenido en nutrientes y materia orgánica	35

1.5.3. Grado de estabilidad y madurez	36
1.5.4. Condiciones higiénicas	38
1.5.5. Presencia de productos tóxicos e impurezas	40
1.5.6. Conservación de la calidad del digerido	41
1.6. OPCIONES DE VALORIZACIÓN	43
1.6.1. Opciones de gestión	43
1.6.2. Gestión agrícola	44
1.6.3. Almacenamiento del digerido	48
1.6.4. Opciones de tratamiento	49
2. OBJETIVOS	53
3. MATERIALES Y MÉTODOS	57
3.1. CARACTERIZACIÓN Y PROCEDENCIA DE LOS MATERIALES	59
3.1.1. Materiales digeridos	59
3.1.2. Suelos	61
3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL	62
3.2.1. Caracterización química y estabilidad de los materiales Digeridos	62
3.2.2. Ensayo mineralización de C en el suelo	63
3.2.3. Ensayo de mineralización de N en el suelo	64
3.2.4. Ensayo agronómico de los digeridos en maceta	65
3.3. PARÁMETROS CONTROLADOS	70
3.4. MÉTODOS ESTADÍSTICOS	71
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	73

4.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DIGERIDOS Y SU CALIDAD	75
4.2. MINERALIZACIÓN DEL CARBONO	81
4.2.1. Velocidad de desprendimiento de CO ₂	81
4.2.2. Mineralización de C y cinética de mineralización	83
4.3. DINÁMICA DEL NITRÓGENO	87
4.4. CULTIVO DE CARDO	94
4.5. CULTIVO DE MAIZ	103
4.6. EFECTOS SOBRE EL SUELO	112
4.7. AHORRO ECONÓMICO POR SUSTITUCIÓN DE FERTILIZANTES INORGÁNICOS	117
5. CONCLUSIONES	123
6. BIBLIOGRAFIA	127
7. ANEXOS	139
7.1. ANEXO I: TÉCNICAS ANALÍTICAS	141
7.2. ANEXO II: IMÁGENES	152

1. INTRODUCCIÓN

1.1. DIGERIDOS: DEFINICIÓN, ORIGEN Y PRODUCCIÓN

1.1.1. Definición de digeridos generados por digestión anaerobia

El tratamiento anaerobio de residuos orgánicos, conocido como digestión anaerobia o biometanización, es un proceso biológico que ocurre en ausencia de oxígeno, en el cual la materia orgánica (MO) compleja se descompone, gracias a la acción de un conjunto de reacciones microbiológicas, simultaneas y/o consecutivas, llevadas a cabo por diversos grupos de microorganismos dando como productos finales *biogás* y *digerido* (residuo estabilizado) (Figura 1). Se trata de una tecnología capaz de producir una fuente de energía renovable, el *biogás*, que a la vez genera un subproducto denominado *digerido* o *digestato* que es necesario gestionar adecuadamente para asegurar la viabilidad del proceso de forma compatible con el medio ambiente. Además, este tratamiento disminuye el flujo de residuos destinados a incineración o vertedero (Al Seadi y Lukehurst, 2012).

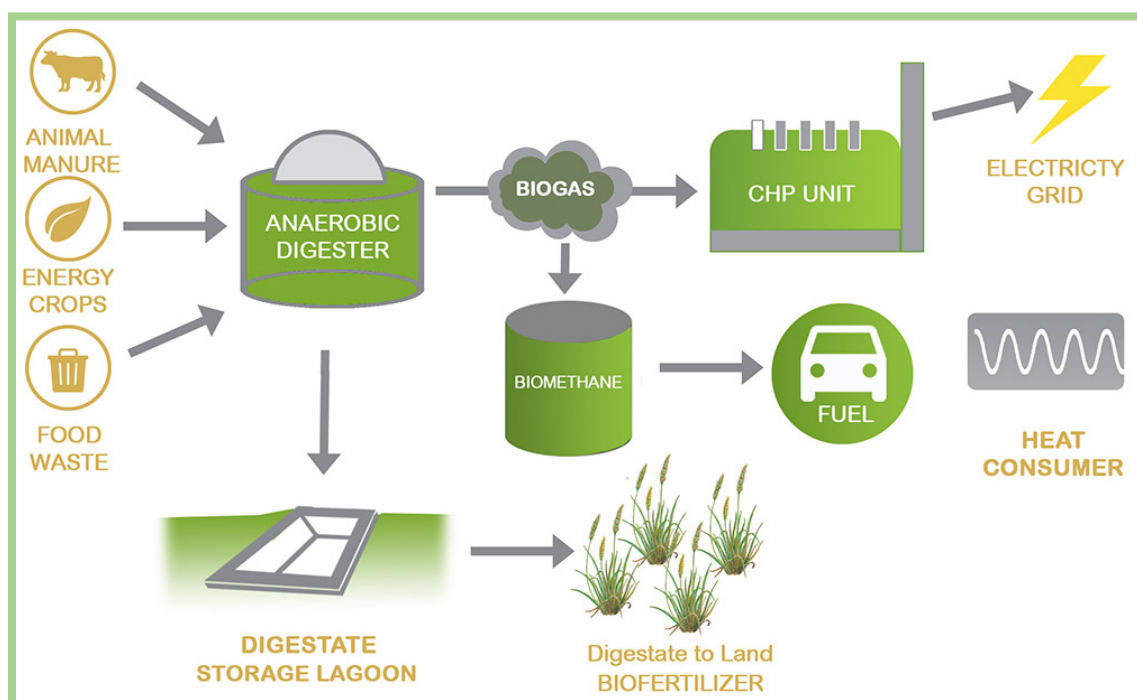


Figura 1: Proceso de digestión anaerobia. Fuente: <https://spenagroup.com>

El principal objetivo de la digestión anaerobia es valorizar energéticamente los residuos mediante la producción de biogás. El *biogás* es un combustible cuyos principales componentes son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂) generados tras la descomposición de la MO biodegradable aportada por los residuos tratados. Por lo tanto, su composición y su riqueza (Tabla 1), dependen del material a digerir y de los parámetros de operación del proceso. El elevado contenido en CH₄ (entre el 50-70%) del biogás, le proporciona una elevada capacidad calorífica, haciendo posible su uso como combustible para la generación de energía y calor. Además, si se realiza una purificación adecuada del biogás, hasta que su concentración en CH₄ sea similar a la del gas natural (ente un 91-95%), pasa a llamarse biometano y éste también puede emplearse como combustible de vehículos, pilas de combustible o ser inyectado a la red de abastecimiento de gas natural.

Tabla 1: Componentes del biogás en función de su origen. Fuente: Feliu Jofre y Flotats Ripoll (2020).

Componente	Residuos agrarios	Lodos de depuradora	Residuos Industriales	Gas de vertedero
CH ₄ (% Vol)	50 - 80	50 - 80	50 - 70	45 - 65
CO ₂ (% Vol)	30 - 50	20 - 50	30 - 50	34 - 55
H ₂ O	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
H ₂ (% Vol)	0 - 2	0 - 5	0 - 2	0 - 1
H ₂ S (mg/Nm ³)	100 - 7.000	0 - 1 (% Vol)	0 - 8 (% Vol)	0,5 - 3.000
NH ₃	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
CO (% Vol)	0 - 1	0 - 1	0 - 1	Trazas
N ₂ (% Vol)	0 - 1	0 - 3	0 - 1	0 - 20
O ₂ (% Vol)	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 5
COV* (% Vol)	Trazas	Trazas	Trazas	0,01 - 0,6
Siloxanos (mg/Nm ³)	-	0 - 100	-	0 - 50
Partículas	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes

* Compuestos Orgánicos Volátiles (terpenos, ésteres, hidrocarburos hidrogenados, etc.).

El *digestato* o *digerido* es el subproducto obtenido a partir de sustratos orgánicos sometidos a un proceso de biometanización o digestión anaerobia, que posee generalmente una MO más estable microbiológicamente hablando que los materiales originales, ya que se somete a un proceso de degradación en ausencia de O₂ mediante la acción de un consorcio de microorganismos (Figura 2). El digerido se produce en volumen similar al material inicial utilizado y conserva los nutrientes

esenciales presentes en el material de partida, aunque los transforma a formas inorgánicas, más fácilmente asimilables por las plantas como sucede con el N-orgánico procedentes de proteínas, aminoácidos, etc., que se mineraliza formando amonio que, se considera directamente asimilable por los cultivos tras su transformación en nitratos mediante el proceso de nitrificación, bajo condiciones aeróbicas en el suelo. Sin embargo, para asegurar la viabilidad del proceso de digestión anaerobia, es preciso realizar una adecuada gestión del material digerido producido.

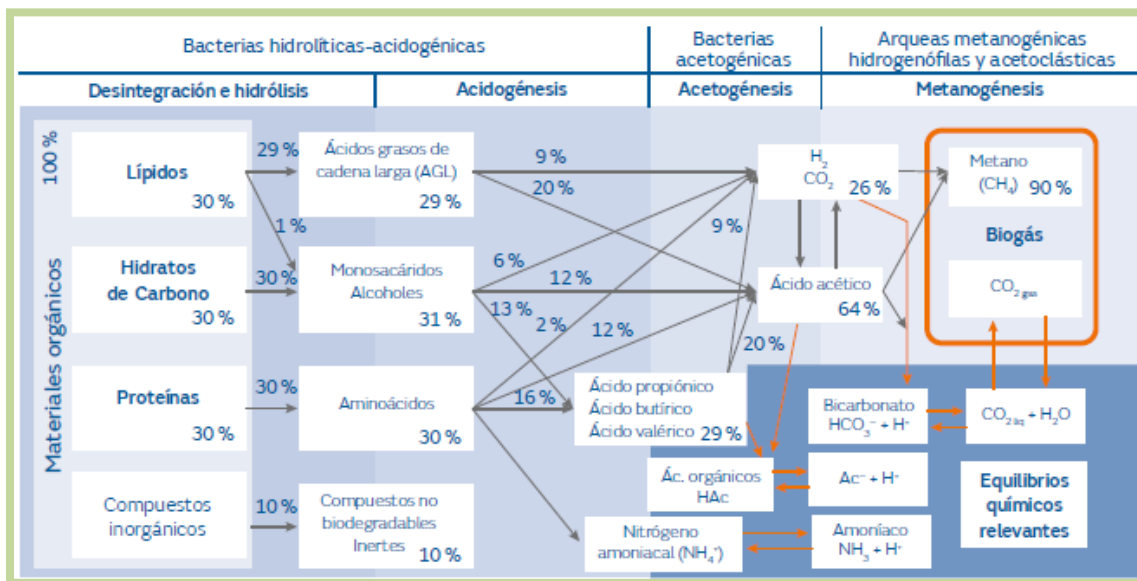


Figura 2: Fases de la digestión anaerobia. Fuente: Feliu Jofre y Flotats Ripoll (2020).

El *digerido* es generalmente un material semilíquido con alto contenido en agua, que puede ser procesado por diversas instalaciones que poseen sistemas de separación sólido-líquido tras el digester y que son capaces de generar dos fracciones, una sólida (denominada Fracción Sólida Digerida, FSD) y otra líquida (Fracción Líquida Digerida, FLD) cuyas características dependen del sistema de separación utilizado, así como de la eficacia de separación de sólidos.

La forma más directa de reciclado del digerido es su utilización en agricultura para el aprovechamiento de los nutrientes por parte de los cultivos y la mejora de los suelos por el aporte de materia orgánica que afectará de forma directa a las características físicas, químicas y biológicas de éste. Sin embargo, un uso agrícola inadecuado del digerido puede producir riesgo de contaminación del suelo, las plantas y las aguas, y de manera general de todo el ecosistema edáfico.

1.1.2. Producción de digeridos

A finales de 2019 en Europa existían 18.943 plantas de biogás y 725 plantas de producción de biometano (EBA, 2020). El número de instalaciones que tratan residuos orgánicos en Europa se ha visto incrementado en los últimos años gracias a la existencia de primas a la producción de energía eléctrica a partir de biogás que muchos estados miembros han implantado con la finalidad de promover y promocionar la generación de energía renovable. Aproximadamente el 71% del biogás es producido a partir de fuentes agrícolas, seguido del 16% de las aguas residuales, el 9% de los vertederos y el resto de otras fuentes (Rafiee y col. 2021). Asimismo, la Directiva 2018/850, insta a reforzar los objetivos establecidos por la Directiva 1999/31/CE en cuanto a las restricciones al depósito en vertederos (35% de la materia orgánica producida en el año 1995), a fin de que reflejen mejor la ambición de la UE de avanzar hacia una economía circular reduciéndose gradualmente al mínimo el vertido de residuos destinados a vertedero de residuos no peligrosos. Además, se debe garantizar que dicha reducción se enmarque en una política integrada que garantice la aplicación correcta de la jerarquía de residuos, promueva un cambio hacia la prevención incluida la reutilización, hacia la preparación para la reutilización y hacia el reciclado, y que evite una transición del depósito en vertederos hacia la incineración.

Como se puede ver en la Tabla 2 la generación de energía eléctrica a partir de biogás en la UE en 2018 (16.512,3 ktep) prácticamente ha aumentado un 60% comparado con la producción del año 2011 (10.085,2 ktep), siendo la producción de biogás a partir de ‘Otros’ (deyecciones ganaderas, fracción orgánica de residuos municipales, residuos agroindustriales y cultivos energéticos) la principal responsable de este incremento. Durante este período prácticamente se ha triplicado su producción, representando cerca del 77% del total del biogás generado en la UE.

Por el contrario, en España la producción de energía a partir del biogás según EuroObserv’ER (2020) ha disminuido en el periodo 2011-2018, motivado por una reducción de cerca del 25% del biogás procedente de “Otros” (Tabla 2). No obstante, la producción de energía a partir de “Lodos de EDAR” sigue una tendencia contraria al resto de Europa, con un incremento de casi 50 ktep, situándose en un 27,6% de la energía producida frente al 6% que representaba en el año 2011. Esta tendencia de

crecimiento probablemente se vea ralentizada debido a la incertidumbre creada a partir de la promulgación del Real Decreto-ley 1/2012, de 27 de enero, en el que se establece la suspensión temporal a los incentivos económicos a la producción de energía renovable en nuevas instalaciones (BOE, 2012).

Tabla 2: Producción de energía primaria a partir de biogás en la UE y en España durante el año 2011 y el año 2018 (ktep) Fuente: EuroObserv'ER (2020).

Origen del biogás	Año 2011				Año 2018			
	UE		España		UE		España	
Vertederos	3.157,90	31%	148,1	60%	2.429,00	15%	149,3	62,3%
Lodos de EDAR	1.208,00	12%	15,3	6%	1.508,80	9%	66,3	27,6%
Otros	5.719,30	57%	82,6	34%	12.574,50	76%	24,2	10,1%
Total	10.085,20		246		16.512,30		239,8	

Según la propuesta técnica de la CE llamada *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment* (Saveyn y Eder, 2014), la cantidad total de digerido producido en Europa se estima en 56 Mtoneladas materia fresca/año, con Alemania como mayor productor con 36.5 Mtoneladas anuales. La mayor parte del digerido se genera en la producción de biogás a partir de cultivos energéticos, representado el producido por biorresiduos sólo una pequeña fracción de la cantidad total producida.

1.1.3. Problemas ambientales asociados a la producción de biogás y gestión de los digeridos

Los problemas ambientales de la digestión anaerobia están asociados a las propias instalaciones, así como a la gestión, acumulación y aplicación agrícola del digerido. Durante la digestión anaerobia se produce CO₂ y CH₄, que pueden ser emitidos a la atmósfera si el proceso no se controla cuidadosamente. Debido al gran impacto que puede suponer la emisión incontrolada de CH₄, siendo su efecto invernadero 23 veces superior al del CO₂, se desmarca como el efecto ambiental más preocupante de estas instalaciones. En cuando a la gestión agrícola y aplicación del digerido, su composición en micro y macronutrientes, así como la presencia de elementos impropios, contaminantes orgánicos, metales pesados, etc., son los puntos más preocupantes. Los problemas ambientales asociados al propio proceso de

digestión anaerobia se deben a emisiones gaseosas, olores y aerosoles y generación de ruidos.

Emisiones gaseosas (CH₄): como el proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo en reactores cerrados, las emisiones de CH₄ y otros gases son muy bajas, a no ser que se produzca algún incidente. Aun así, como el almacenamiento del biogás se realiza bajo presiones positivas pueden ocurrir emisiones fugitivas. Por otro lado, es necesario disponer de una antorcha de seguridad para quemar el biogás en el caso de que los equipos de recuperación de energía (caldera, motor, etc.) no trabajen de forma continua.

Como efecto positivo, la digestión anaerobia evita las emisiones de CH₄ derivadas del almacenamiento de los residuos orgánicos, generalmente en balsas abiertas, previo a su aplicación agrícola. Se estima que estas emisiones pueden ser de entre el 27-65% del potencial máximo de producción de CH₄, en función de la temperatura (IPCC, 2006). Por último, si el biogás generado es utilizado para la generación de electricidad, o cualquier otro tipo de energía, también se reducen las emisiones indirectas de CO₂ por sustitución de combustibles fósiles.

Olores y aerosoles: durante el proceso de digestión anaerobia los compuestos orgánicos volátiles responsables de los malos olores son degradados. No obstante, durante la descarga y almacenamiento previo al tratamiento de residuos con alta biodegradabilidad existe riesgo potencial de emisiones de olores y aerosoles, por lo que es recomendable reducir al mínimo su tiempo de almacenamiento (<24 horas) usando balsas cerradas y en condiciones de depresión que dificulten dichas emisiones.

Ruidos y vibraciones: aun siendo similares a los generados por plantas de otros tratamientos, éstas cuentan habitualmente con motores de cogeneración para valorizar el biogás, que deben estar situados en recintos insonorizados o en contenedores aislados en el caso de pequeñas plantas, y se debe evitar la propagación de las vibraciones que genera el motor.

La gestión y aplicación agrícola de los digeridos conlleva impactos ambientales potenciales similares a los generados por otros residuos orgánico (por ej. estiércoles) aunque cabe destacar algunas diferencias importantes. Los impactos ambientales

potenciales provienen de las emisiones gaseosas durante el almacenamiento y la gestión agrícola, así como de la presencia de impurezas físicas y químicas.

Emisiones gaseosas: pueden ocurrir durante el almacenamiento del material digerido y durante su aplicación agrícola. Durante el almacenamiento del material, en la propia planta o en balsa situadas cerca del suelo, se pueden producir emisiones de diferentes gases que es necesario controlar. Las emisiones de CH₄ acostumbran a ser elevadas durante los primeros días de almacenamiento, ya que en la masa líquida aún se encuentra disuelto parte del biogás formado durante el proceso anaerobio que se irá liberando lentamente. Por esta causa, es frecuente que las balsas de almacenamiento de digerido estén cubiertas con el fin de recuperar el biogás desprendido y evitar así su emisión a la atmósfera. Se han encontrado valores de hasta el 20% de biogás recuperado en la balsa del efluente digerido. Otras instalaciones optan por disponer de un post-digestor para recuperar el biogás residual. Una vez se produce la desgasificación inicial, el potencial de producción de biogás es mucho menor al que pueden tener los residuos orgánicos no procesados.

Las emisiones de NH₃ durante el almacenamiento también son importantes, ya que durante el proceso anaerobio, se mineraliza parte del nitrógeno orgánico y el pH se vuelve ligeramente alcalino (pH>8) lo que favorece la formación de NH₃ gas. Por ello, se recomienda la cobertura de la balsa. Es importante destacar que la costra que se forma de manera natural en las balsas de deyecciones ganaderas no tratadas (como los purines), no ocurre en el caso de los digeridos por lo que es necesario añadir algún tipo de material que favorezca su formación.

Durante la aplicación agrícola las emisiones gaseosas de NH₃ también pueden ser elevadas, reduciendo el valor nutriente del digerido, afectando a la atmósfera y favoreciendo la lluvia ácida, por lo que se recomienda la aplicación mediante la inyección directa al suelo, o bien su aplicación directa en superficie con una inmediata incorporación. Otra práctica habitual en países como Dinamarca es la acidificación del digerido con el fin de minimizar la volatilización de NH₃ tanto en su almacenamiento como en su aplicación agrícola. Además, la menor viscosidad y mayor homogeneidad de los digeridos líquidos frente a los residuos no tratados, facilita su rápida infiltración

en el suelo lo que minimiza las emisiones gaseosas y mejora el aprovechamiento de los nutrientes por parte de los cultivos.

Presencia de impurezas y contaminantes: dado que pueden limitar su uso agrícola, es necesario seguir la siguiente regla básica: “cuando el material digerido está destinado a ser utilizado en suelo, si no se puede garantizar una eliminación eficaz de un contaminante mediante un pretratamiento o mediante el proceso anaeróbico, el material no debe utilizarse como sustrato de entrada en una planta de biogás”. La calidad y composición de los digeridos es un reflejo directo de las características de los materiales de entrada y del propio proceso de digestión anaerobia, por ello, la mejor estrategia para asegurar la calidad de un digerido es el control de los materiales de entrada a la planta de tratamiento. Por esta razón, la mayoría de los países han optado por definir una lista positiva de los materiales que pueden ser utilizados en una planta de biogás. Además, el contenido en micro y macronutrientes, así como la presencia de impurezas en un digerido, dependerá de los materiales procesados. El riesgo ambiental está asociado a la dispersión de materiales contaminantes tras su aplicación en suelo y por ello las impurezas indeseables en un digerido se pueden agrupar en:

- *Impurezas físicas:* procedentes de materiales que no se digieren anaeróbicamente, tales como plásticos, metales, arenas, etc., habitualmente presentes en residuos sólidos municipales.
- *Impurezas químicas:* como metales pesados y contaminantes orgánicos, si superan un cierto límite, pueden convertirse en tóxicos tanto para las plantas como para la salud humana. En este sentido, existe legislación específica que establece los límites que debe cumplir un digerido para ser aplicado en suelo. Sin embargo, como muestra la Tabla 3, no existe consenso entre diferentes países para los contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Tabla 3: Límites de metales pesados (mg/kg) en lodos, residuos orgánicos y digeridos que pueden aplicarse al suelo según el grupo de trabajo IEA Bioenergy Task 37. Fuente: Al Seadi y Lukehurst (2012).

País	Cd	Pb	Hg	Ni	Zn	Cu	Cr
Austria	3	100	16	300	2500	1000	1000
Dinamarca	0,8	120	0,8	30	4000	1000	100
Finlandia	1,5	100	1	100	1500	600	300
Francia	3	180	2	60	600	300	120
Alemania	10	900	8	200	2500	800	900
Irlanda	20	750	16	300	2500	1000	1000
Países Bajos	1,25	100	0,75	30	300	75	75
España ¹	0,7-3	45-200	0,4-2,5	25-100	200-1000	70-400	70-300
Suecia	1	100	1	50	800	600	100
Suiza	1	120	1	30	400	100	70
Reino Unido	1,5	200	1	50	400	200	100
Canadá	3	150	0,6	62	500	100	210
Europa ²	1,5	120	1	50	400	100	100

¹Aplicable a productos fertilizantes elaborados a partir de residuos, según la clase (BOE 2017). ²IPTS-JRC (2012)

Otras sustancias de interés para las autoridades sanitarias son los compuestos orgánicos persistentes (POPs), que incluyen desde productos químicos industriales como los PCBs, de procesos de combustión como los PAHs de dioxinas y furanos, hasta herbicidas y fungicidas del sector agrícola. Su presencia en los digeridos depende de las normativas específicas de uso de estos productos y de su implementación en cada país o región. Sin embargo, en Europa la introducción del concepto *final de residuo* que afecta a compost y digeridos propone unos valores máximos de concentración de dichas sustancias orgánicas persistentes (Saveyn y Eder, 2014).

1.2. TIPOS DE DIGERIDOS

El material digerido es el producto líquido o semisólido generado en el proceso de digestión anaerobia de materiales biodegradables, cuya composición y características varían en función de los materiales originales y de la técnica de procesamiento posterior. El digerido se puede gestionar como producto bruto, puede ser separado en fase líquida y fase sólida, o como producto procesado (efluente líquido de un proceso de nitrificación-desnitrificación (NDN), compost, producto seco, etc.). Así pues, los digeridos se clasifican según el origen del material procesado y según el tipo de post-tratamiento.

1.2.1. Tipología en función de los materiales de entrada

En los últimos años la optimización de la digestión anaerobia de residuos con el fin de incrementar la producción de biogás ha pasado de la mono-digestión de un único sustrato a la co-digestión de una mezcla de sustratos en un mismo reactor. En la co-digestión el sustrato principal, generalmente lodo, estiércol o residuos sólidos municipales, se mezcla con otros co-sustratos con alto potencial energético (ricos en azúcares, grasas, etc.) que en menores proporciones (<20%) mejoran la degradación microbiana y con ello aumentan la producción de biogás (Feliu Jofre y Flotats Ripoll, 2020). Aunque la co-digestión es una práctica cada vez más extendida, las características del digerido dependen del componente principal de la mezcla utilizada y se pueden diferenciar 4 tipologías.

- *Digeridos de lodos EDAR*: producidos en la etapa de digestión anaerobia del proceso de depuración. El lodo del digerido se deshidrata mediante centrifugas, filtros banda o equipos similares, recirculando a cabecera de planta el agua obtenida. En algunos casos, el digerido parcialmente deshidratado se seca a altas temperaturas obteniendo un producto final en forma de pellets o similar. El digerido sólido deshidratado con materia seca entre 20-30%, o el producto seco con una materia orgánica superior al 95% se gestionan generalmente en suelos agrícolas, si cumplen los requisitos de calidad mínimos, así como con el contenido máximo de metales pesados

(ver Tabla 3). La presencia de otras sustancias orgánicas persistentes es también una preocupación reciente que debe abordarse. Por ejemplo, los lodos de depuradora suelen ser mono-digeridos, aunque también pueden producirse por digestión conjunta con residuos sólidos municipales (Bolzonella y col., 2006). Sin embargo, los compuestos orgánicos de productos farmacéuticos y de cuidado personal pueden estar presentes en los lodos de aguas residuales con un alto riesgo asociado de contaminación (Freixó y col., 2011). Además, la fracción líquida puede ser considerada como agua de riego rica en nutrientes para la agricultura, cuyo uso puede estar limitado por la presencia de patógenos.

- *Digeridos de Fracción Orgánica de Residuos Municipales (FORM)*: fracción recogida selectivamente y considerada un excelente sustrato para la digestión anaerobia al obtener potenciales de producción de biogás descritos entre 100-200m³/t de FORM (Karagiannidis y Perkoulidis, 2009). El digerido suele ser deshidratado mecánicamente, resultando en un sólido, que se estabiliza fácilmente mediante compostaje (Bustamante y col., 2012), y una fracción líquida recirculada parcialmente al digestor y purgada del sistema. La calidad del digerido se ve afectada directamente por la eficiencia de la recogida selectiva, siendo la presencia de partículas inorgánicas como metales, plásticos o vidrios, junto con los metales pesados, lo que más afectará a la calidad final del digerido. Por otro lado, los pretratamientos, post-tratamientos y las propias características del sistema de digestión anaerobia también afectarán el contenido en materia orgánica y nutrientes del producto final. En este caso, no se recomienda el uso de residuos sólidos municipales procedentes de separación mecánica debido a la baja recuperación de materia orgánica y a la alta presencia de componentes inertes como plásticos, vidrios o metales que pueden ocasionar problemas mecánicos en los reactores, así como una baja producción de biogás y calidad del digerido.
- *Digeridos de deyecciones ganaderas*: la digestión anaerobia de los estiércoles es una práctica generalizada en algunos países europeos como

Dinamarca, Italia, Países Bajos y Alemania. El crecimiento de estas instalaciones se asocia a los subsidios para la producción de electricidad a partir de fuentes renovables y a las exigencias ambientales de las explotaciones ganaderas en cuanto a las emisiones gaseosas y olores. El potencial de producción de biogás de las deyecciones ganaderas varía mucho según su origen (tipo de animal) y contenido en materia orgánica (sólidos volátiles, SV) o demanda química de oxígeno (DQO). Así, el purín porcino produce entre 10-15 m³ biogás/t y el purín vacuno entre 30-35 m³ biogás/t. Estas bajas producciones han llevado a la mayoría de plantas a trabajar en co-digestión utilizando como co-sustratos residuos orgánicos de industrias agroalimentarias, cultivos energéticos, habitualmente ensilados, residuos de cultivos (paja de cereal) y estiércol sólido para aumentar la materia orgánica de los purines para la digestión (Flotats y col., 2001). Este digerido habitualmente se aplica directamente en suelos agrícolas como fertilizante, aunque en algunos casos se pueden separar las fracciones sólida y líquida para su tratamiento y gestión diferenciada (compostaje de fracción sólida). Generalmente tienen un alto contenido en nutrientes (especialmente N), pudiendo ser limitante la presencia de Cu y Zn sobre todo en purines de cerdo. Además, el uso de determinados co-sustratos puede modificar las características del digerido, lo cual debe tenerse en cuenta a la hora de seleccionar los co-sustratos.

- *Digeridos de cultivos energéticos*: cuyo contenido en N y metales pesados es bajo en comparación con los digeridos de estiércol. Generalmente son co-digeridos con estiércol animal y sus características dependen tanto de la proporción de la mezcla como del tipo de cultivo energético utilizado. El uso de cultivos energéticos para la producción de biogás ha generado una gran controversia, ya que estos cultivos compiten con la alimentación humana por los recursos naturales (suelo y agua) y su balance de emisiones de CO₂ no siempre es positivo. A este respecto, la Directiva 2009/28/CE relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables establece que debe realizarse un balance de CO₂, teniendo en cuenta la cantidad

emitida durante la producción del cultivo, durante la transformación y el ahorro por la sustitución de combustibles fósiles, para determinar los beneficios ambientales.

1.2.2. Tipología en función del post-tratamiento

Como se ha indicado, dependiendo del tipo de sustrato, el digerido se puede gestionar directamente o tras someterlo a diferentes post-tratamientos. Habitualmente se separa mecánicamente, donde la fracción líquida (FLD) es depurada o (parcialmente) recirculada a cabecera de planta, y la fracción sólida (FSD) se seca o se composta para su uso agrícola. Una práctica común en el caso de la FSD de lodos y estiércol es su aplicación directa en suelos agrícolas, no siendo esto posible en los digeridos de FORM, para los que se requiere su estabilización mediante compostaje.

Los productos obtenidos a partir de la FSD según el post-tratamiento aplicado son:

- *Compost*: El compostaje es un proceso aerobio controlado que se desarrolla de forma espontánea sobre un sustrato orgánico heterogéneo, que pasa por una etapa termófila de degradación de materia orgánica y que conduce a la formación de un material estable, con ciertas características húmicas en su materia orgánica que es beneficioso para el crecimiento vegetal. El compostaje de la FSD tiene requisitos similares a cualquier residuo orgánico sólido (Bernal y col., 2017). Sin embargo, hay algunas limitaciones específicas que deben tenerse en cuenta para desarrollar correctamente el proceso, obtener compost de calidad y minimizar las emisiones gaseosas, como son la excesiva humedad del digerido, propiedades físicas (baja porosidad), alto contenido en amoníaco y materia orgánica excesivamente lábil.
- *Producto seco y pellets*: para minimizar los costos de manejo y transporte (Bonmatí y Flotats, 2003; Bonmatí y col., 2003). Los pellets pueden comportarse de manera similar a la FSD con un menor contenido en agua y microorganismos patógenos. Sin embargo, es necesario determinar su transformación en el suelo, específicamente en términos de tasa de

mineralización de materia orgánica y la dinámica de las formas de nitrógeno orgánico e inorgánico.

En lo referente a la FLD, se trata frecuentemente en plantas de tratamiento de aguas residuales o bien, en algunas instalaciones, se recircula parcialmente a cabecera de planta. En algunos casos, principalmente en la FLD procedente de estiércol, se puede aplicar directamente en suelos agrícolas, excepto en determinadas situaciones donde el área disponga de excedente en nutrientes, lo que requerirá un post-tratamiento para eliminar nutrientes (N y P). Los principales tratamientos se explican en el apartado 1.6.4.

1.3. SITUACIÓN ACTUAL Y MARCO LEGAL

1.3.1. Situación actual

A nivel mundial, el aumento de la población y, por consiguiente, de los residuos biodegradables de origen separado procedentes de los alimentos, incrementa las cantidades de residuos domésticos generados, a pesar de los esfuerzos generales de la población para reducir dicha cantidad de residuos. Por lo tanto, se espera que los residuos biodegradables sigan teniendo un gran potencial como materia prima de la digestión anaerobia en todo el mundo (Al Seadi y Lukehurst, 2012).

La generación de residuos vegetales, como son los residuos de frutas y verduras, es de gran importancia en el sureste español debido a la incidencia que tiene en esta zona la industria agroalimentaria. En el año 2018 la cantidad total de residuos de competencia municipal recogidos en España fue de 22 Mt, de los cuales solo el 17% fueron residuos recogidos selectivamente. El destino final mayoritario de estos residuos fue el depósito en vertedero, con un 53,4% del total, seguido del reciclado y el compostaje-digestión anaerobia en TMB con un 14,5 y 14,7% respectivamente. El compostaje-digestión anaerobia de la fracción orgánica recogida separadamente representó únicamente el 2,3% del total (MITECO, 2018).

La producción de energía primaria a partir de biogás en los países de la UE-28 ha aumentado solo ligeramente desde 2017, según el informe *Biogas Barometer 2020* realizado por EurObserv'ER (EurObserv'ER, 2020). En este informe, sitúan esta producción en los 16,6 Mtoe en 2019, valor ligeramente superior a la producción del año 2018 (0,7% más que en 2018), pero alrededor del mismo nivel que en el 2017 (Figura 3). La introducción de normativa desfavorable al uso de cultivos energéticos de tipo alimentario, como el maíz, para la producción de biogás ha impulsado esta tendencia general, la cual se ha visto agravada por la limitación de la capacidad asignada a las licitaciones de biogás y por unas condiciones menos atractivas de pago a la electricidad producida con biogás. Gran parte de esta generación en la UE procede de plantas de metanización diseñadas para recuperación de energía, en las que se utilizan diferentes materias primas como por ejemplo estiércoles, residuos de cultivos

agrícolas, residuos agroindustriales, residuos domésticos o cultivos energéticos. Los dos países con mayor producción de biogás son Alemania y Reino Unido.

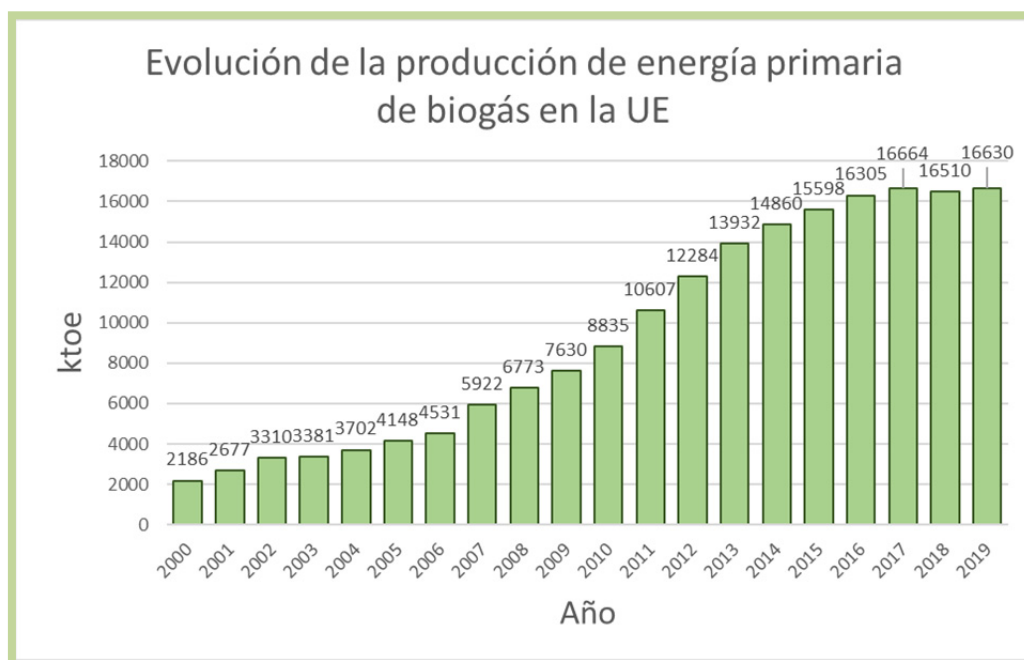


Figura 3: Evolución de la producción de energía primaria de biogás en la UE. Fuente: creación propia con datos EurObserv'ER, 2020.

Si observamos este crecimiento a nivel europeo por categorías (Tabla 4), la categoría con mayor producción de biogás, en los dos años señalados, sería “Otros biogases de fermentación anaeróbica”, donde se incluyen los gases producto de procesos de biometanización de residuos no peligrosos o materias primas vegetales. En el caso de España, esta categoría sería la de menor producción en ambos años (24,2 y 23,5 ktoe en el año 2018 y 2019 respectivamente). En cambio, la captación de biogás de vertedero en la UE representa el 14,52% y el 13,58% del total para los años 2018 y 2019 respectivamente, mientras en España esta misma categoría supera el 55% de la producción en ambos años.

Tabla 4: Producción primaria de biogás en la UE en 2018 y 2019, en ktoe. Fuente: creación propia con datos EurObserv'ER, 2020.

	2018		2019	
	UE	España	UE	España
Vertedero	2397,8	149,3	2259,5	145
Lodo depuradora	1529,2	66,3	1593,5	64,4
Otros biogases de fermentación anaeróbica	12424,6	24,2	12612,1	23,5
Biogases de procesos térmicos	157,8	25,2	164,7	27,4
Total	16509,5	264,9	16629,8	260,3

Los datos mostrados nos llevan a concluir la necesidad de España de hacer frente a una mejora en la gestión de residuos biodegradables. La adecuada gestión de estos residuos no solo tiene importantes beneficios para el medio ambiente, al disminuir directamente la emisiones de gases de efecto invernadero al sustituir fuentes fósiles de energía por fuentes renovables, sino que permite el cambio de una economía lineal basada en el uso indiscriminado de recursos hacia una economía circular en la que los residuos se convierten en recursos nuevamente, alargando el ciclo de vida de las materias primas. Además, este giro genera impactos positivos sobre la economía rural y mejora directamente la calidad de vida de las personas. En cambio, para conseguir este reto, es fundamental generar una disposición política a favor del desarrollo de la industria del biogás y el biometano, así como la creación de incentivos y financiación que aumenten la competitividad de este sector (Meza Elguera y col. 2020).

1.3.2. Marco legal

El proyecto de Ley de Cambio Climático y transición energética (BOCG, 2021) tiene por objeto asegurar el cumplimiento de los objetivos el acuerdo de Paris, facilitar la descarbonización de la economía española, su transición hacia un modelo circular, de modo que se garantice el uso racional y solidario de los recursos, promover la adaptación a los impactos del cambio climático y la implantación de un modelo de desarrollo sostenible que genere empleo decente.

Para ello se crean dos nuevas figuras fundamentales para determinar el marco de actuación en materia de acción contra el cambio climático, siendo a la vez dos grandes herramientas de gobernanza de clima y energía establecidas en el Reglamento 2018/1999 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de diciembre de 2018, sobre la gobernanza de la Unión de la Energía y de la Acción por el Clima: los Planes Nacionales Integrados de Energía y Clima (PNIEC) y la Estrategia de Descarbonización a 2050. Ambas herramientas han de ser coherentes entre sí, ya que no hay otra forma de asegurar, de manera fiable, inclusiva, transparente y predecible, el logro de los objetivos y metas para el año 2030 y para el largo plazo. Los Planes Nacionales Integrados de Energía y Clima, en tanto que herramientas de planificación de los

Estados miembros, están llamados a orientar las grandes decisiones en materia de política energética y climática y están dirigidos a asegurar el logro del avance colectivo en los objetivos generales y específicos de la Unión de la Energía para 2030 y a largo plazo, en consonancia con el Acuerdo de París de 2015. Por su parte, la Estrategia de Descarbonización a 2050 debe proyectar una senda coherente con los objetivos de descarbonización de la economía para el año 2050, y con las actuaciones previstas a 2030. Avanzar en una economía descarbonizada y segura implica aceptar un uso responsable de los recursos por lo que la ley, en principio, limita los nuevos proyectos de exploración y explotación de hidrocarburos, minerales radioactivos y carbón en territorio español.

España, por su situación geográfica y sus características socioeconómicas, se enfrenta a importantes riesgos derivados del cambio climático que inciden directa o indirectamente sobre un amplísimo conjunto de sectores económicos y sobre todos los sistemas ecológicos españoles, acelerando el deterioro de recursos esenciales para nuestro bienestar como el agua, el suelo fértil o la biodiversidad y amenazando la calidad de vida y la salud de las personas. Por ello, gestionar de manera responsable nuestro patrimonio común, el agua, los suelos, la biodiversidad, todos recursos escasos y frágiles es ineludible.

Esta Ley en su Título I recoge los objetivos mínimos nacionales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, energías renovables y eficiencia energética de la economía española para los años 2030 y 2050: las emisiones del conjunto de la economía española en el año 2030 deberán reducirse en al menos un 23 % respecto al año 1990 y se deberá alcanzar la neutralidad climática a más tardar en el año 2050. Además, en el año 2030 deberá alcanzarse una penetración de energías de origen renovable en el consumo de energía final de, al menos, un 42 %, un sistema eléctrico con, al menos, un 74 % de generación a partir de energías de origen renovable y mejorar la eficiencia energética disminuyendo el consumo de energía primaria.

En su Título III aborda las medidas relacionadas con la transición energética y los combustibles e introduce disposiciones que fomentan, vía planes específicos aprobados por el Gobierno, el uso gases renovables, como el biogás, el biometano, el hidrógeno y otros combustibles alternativos en cuya fabricación se hayan usado

exclusivamente materias primas y energía de origen renovable o permitan la reutilización de residuos orgánicos o subproductos de origen animal o vegetal. Por ello, el uso de residuos vegetales para la generación de energía limpia como el biogás, es una apuesta de futuro que se adapta perfectamente a las exigencias de esta nueva Ley.

Por otro lado, el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR, 2016) es el instrumento para orientar la política de residuos en España impulsando las medidas necesarias para mejorar las deficiencias y promover las actuaciones que proporcionan un mejor resultado ambiental y que aseguren la consecución de los objetivos legales. El Plan incluye los residuos domésticos y comerciales, los residuos industriales, los residuos con legislación específica, los residuos agrarios y los residuos sanitarios. El capítulo relativo a los residuos domésticos y comerciales incluye un conjunto de medidas que configuran la Estrategia de Reducción de Vertido de Residuos Biodegradables, las cuales son:

- Reforzar la recogida separada y el tratamiento de los materiales obtenidos en instalaciones específicas: con el objetivo de incrementar el reciclado, es necesario poner en marcha una serie de acciones específicas para incrementar la recogida separada y reducir por tanto los residuos mezclados. Entre otras, establece medidas para incrementar el reciclado de biorresiduos mediante:
 - La implementación de forma progresiva y gradual de la recogida separada de biorresiduos para su tratamiento biológico (anaerobio y aerobio).
 - Reforzar el fomento del autocompostaje en aquellos lugares donde es fácilmente practicable (compostaje doméstico en viviendas horizontales en entornos urbanos y rurales, compostaje comunitario, autocompostaje en puntos limpios).
 - Introducir cambios en los sistemas de recogida separada existentes para reducir la presencia de impropios.
 - Construcción de nuevas instalaciones de tratamiento biológico y/o adaptación de las instalaciones existentes para incrementar la capacidad de tratamiento de los biorresiduos recogidos separadamente.

Las nuevas instalaciones deberán ubicarse en lugares próximos a la generación y utilización de estos residuos, para minimizar el transporte de los residuos, así como del compost/digerido obtenido. Las instalaciones de digestión anaerobia, aun siendo la opción con mayor impacto en la reducción de GEI, tienen un elevado coste, por lo que debe plantearse en aquellas situaciones donde se puedan optimizar dichos costes.

1.4. CARACTERÍSTICAS DE LOS DIGERIDOS

Como se ha comentado anteriormente, la composición de los digeridos varía en función tanto de los materiales utilizados para realizar el proceso de digestión anaerobia como del propio proceso. Desde el punto de vista agronómico, el potencial fertilizante de los digeridos depende del contenido y disponibilidad de los nutrientes, así como de su propia estabilidad microbiana (o bio-degradabilidad). Ésta, afecta a los procesos de mineralización en el suelo y por lo tanto a la formación de nutrientes inorgánicos disponibles para los cultivos. Una escasa estabilidad del digerido puede aumentar la actividad microbiana en el suelo tras su aplicación, provocando grandes emisiones de CO₂ y la inmovilización microbiana de ciertos nutrientes, principalmente nitrógeno inorgánico, incorporándolo a los tejidos microbianos, disminuyendo así la disponibilidad para los cultivos.

1.4.1. Características físico-químicas

Las características físico-químicas de los digeridos dependen en gran medida de la composición de los materiales utilizados como sustratos, o co-sustratos, en la digestión anaerobia y de los post-tratamientos a los que sean sometidos.

Como se muestra en la Tabla 5, en general, los digeridos muestran bajos contenidos en materia seca (inferiores al 15%), lo que los permite clasificar como productos líquidos. El alto contenido de agua del digerido condiciona las necesidades de almacenamiento y distribución, y los costes de transporte (Teglia y col., 2011a). Los valores de pH encontrados en la bibliografía suelen ser ligeramente alcalinos (>7.5), tendencia normal en la evolución del pH durante la digestión anaerobia, provocado por la degradación de ácidos orgánicos y a la producción de amoníaco. Valores de pH ácidos pueden ser indicativos de un proceso anaerobio inadecuado con producción de ácidos grasos volátiles. Además, el pH de los digeridos se ve afectado por la adición de álcalis o carbonatos para mantener los valores de pH en intervalos óptimos para el desarrollo del proceso. El pH de los digeridos condiciona la solubilidad de los nutrientes que contiene, con altos valores de pH se favorece la precipitación de P (Möller y Müller, 2012).

Tabla 5: Características de los digeridos. Nutrientes expresados en g/kg de materia seca.
Fuente: Bernal y col. (2014).

Materia prima/Tipo	pH	MS (%)	MO (%MS)	C/N	N-Total	N-NH ₄	P ₂ O ₅	K ₂ O	
Diversos sustratos ^a	8,1	4,8	60,7	3,7	6,1	3,6	1,7	2,1	
FORM ^b	8,2	14,2	44,8	10,2	3,0	1,6	1,8	4,5	
Purines	Porcino	8,0	3,0	-	-	4,0	3,0	2,0	-
	Vacuno	8,0	7,4	-	-	3,9	1,5	1,4	5,1
	Mezcla	7,8	4,9	-	-	4,2	2,2	1,9	3,3
FORM ^d	-	3,9	64,4	-	5,4	3,8	1,1	1,7	
Co-digestión ^e	Purín porcino	7,9	3,0	55,8	2,5	3,7	2,9	1,9	3,3
	Purín vacuno	7,1	4,4	72,1	10,1	2,0	1,1	0,9	2,0
Co-digestión ^f	CE+EV+AI	8,7	3,5	41,4	3,7	3,6	2,5	0,9	-
	FORM+EV+AI	8,3	3,6	37,7	3,4	3,9	2,4	1,0	-
Diversos sustratos ^g	-	4,6	67,0	10,0	5,1	3,2	2,00	2,5	
Diversos sustratos ^h	7,3- 9,0	1,5- 13,2	63,8-75,0	3,0- 8,5	1,2-9,1	1,5- 6,8	0,9-6,0	1,5- 13,9	

FORM: fracción orgánica residuos municipales, MS: materia seca, MO: materia orgánica, CE: Cultivos energéticos

Además, muestran valores relativamente altos de conductividad eléctrica, especialmente cuando se usa purín de cerdo como material de partida (Albuquerque y col., 2012a). Concentraciones excesivas de cloruros y sodio en los digeridos pueden suponer un riesgo de salinización del suelo e impactos negativos sobre los cultivos.

1.4.2. Materia orgánica y nutrientes

La materia orgánica (MO) de los digeridos es un parámetro muy variable que puede mostrar valores entre el 45-75% de la materia seca. Dicha MO está compuesta principalmente por material lignificado débilmente degradado durante la digestión anaerobia, por productos intermedios de la degradación y por compuestos degradables, que no se mineralizan completamente durante el proceso, debido a la retirada del material del reactor cuando la producción de CH₄ disminuye a niveles que no permiten mantener la producción de energía establecida (Bernal y col., 2014). Este material parcialmente degradado posee cierta capacidad de producción residual de biogás, por lo que en la mayoría de las instalaciones disponen de un post-digestor donde el material digerido se mantiene durante cierto tiempo para que libere el biogás residual.

Los valores de la relación C/N son bajas y varían entre 2-10 (Tabla 5). Esto se debe a la transformación de C-orgánico a biogás, pero el N permanece en el digerido, principalmente como N-NH₄ aunque pueden producirse pérdidas de N durante el proceso de digestión anaerobia (Zirkler y col., 2014). Durante la digestión anaerobia, los compuestos orgánicos nitrogenados contenidos en el sustrato (proteínas, aminoácidos) son mineralizados a NH₄⁺ o utilizados para el crecimiento de los microorganismos en el propio digestor, aunque la mayoría permanece en el material digerido. Por ello, el valor fertilizante más importante del digerido está asociado a la alta concentración de N-NH₄ (1-9 kg por tonelada en peso fresco de digerido, 60% del contenido total de N). Sin embargo, esta forma de N puede perderse fácilmente por volatilización como NH₃ durante su almacenamiento y utilización, asociado al carácter alcalino del pH del digerido, por lo que para evitar tanto las pérdidas de valor fertilizante como el impacto negativo sobre el medioambiente, es necesario adoptar buenas prácticas en el manejo y uso de los digeridos. Además, esta forma de N también se oxida rápidamente a nitrato en el suelo bajo condiciones aerobias, siendo fácilmente asimilable por los cultivos. Sin embargo, como los nitratos son muy solubles, una aplicación excesiva de digerido puede provocar altas concentraciones de nitratos en el suelo, excediendo las necesidades del cultivo y generando riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos.

Los digeridos pueden poseer contenidos apreciables de P y K, así como Ca, Mg y micronutrientes, definiéndolos como una fuente importante de nutrientes para la producción agrícola (Makádi et al., 2012) y generando un potencial ahorro en fertilizantes. La concentración de nutrientes refleja la composición del material de entrada al proceso. Sin embargo, algunos autores han encontrado pérdidas de Cd, Zn y Mg durante la digestión anaeróbica, probablemente debido a las precipitaciones de sulfuros metálicos, estruvita y acumulaciones de metales como Fe y Mn en el digestor (Zirkler et al., 2014).

La variabilidad de la composición debe tenerse en cuenta a la hora de integrar los digeridos en un programa de fertilización, ajustando la aplicación a las necesidades nutricionales de los cultivos para evitar excesos de fertilización y los posibles riesgos de contaminación asociados. Si comparamos la composición de los digeridos brutos (Tabla

5) con los abonos órgano-minerales líquidos (Tabla 6) regulados por el RD 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE, 2017) que establece la normativa básica en materia de productos fertilizantes, estos no cumplen las características exigidas en cuanto a MO y nutrientes, por lo que, no pueden considerarse productos fertilizantes pero su contenido en nutrientes debe tenerse en cuenta para su gestión agrícola.

Tabla 6: Contenido mínimo en nutrientes (% en masa). Fuente: creación propia con datos del RD 999/2017 (BOE, 2017).

Tipo	N-total (%)	P₂O₅ (%)	K₂O (%)
Nitrogenado	8	-	-
NPK	2	2	2
NP	2	2	-
NK	2	-	2
PK	-	2	2

Como se ha mencionado, aunque la mayoría de los digeridos son líquidos, para facilitar su gestión existen sistemas de separación de fases líquida (FLD) y sólida (FSD).

La Tabla 7 muestra las principales características de la FSD procedente de diferentes sustratos. La FSD tiene valores alcalinos de pH, contenido salino variable, menor proporción de N-NH₄ (30% del N total) que el digerido bruto y contenido apreciable de P y K. La separación de fases distribuye los nutrientes en ambas fracciones, permaneciendo en la fracción líquida entre 70-95% del contenido inicial del N-NH₄, mientras la MO y el P permanecen en la FSD, dependiendo del sistema de separación empleado (Hahn y Hoffstede, 2010). La variabilidad mostrada por la composición de los materiales digeridos, tanto el digerido como la FSD, es el resultado de varios factores como las materias primas utilizadas o los pre y post-tratamientos, por ello, es recomendable un análisis completo de cada muestra previo a su utilización agrícola.

Tabla 7: Características de los digeridos sólidos (fracción sólida separada, FSD). Fuente: Bernal y col. (2014).

Materia prima/Tipo	pH	Sales (g/L MF)	MS (%)	MO (%MS)	N-Total (%MS)	N-NH ₄ (%MS)	P ₂ O ₅ (%MS)	K ₂ O (%MS)
Diversos sustratos orgánicos ^a	8,0	4,1	32,6	57,1	2,9	0,3	1,3	0,9
Diversos sustratos orgánicos ^a	8,5	9,7	53,1	50,3	1,5	-	0,8	2,9
Estiércol vacuno ^c	7,5	EC: 2,0	-	72,2	2,4	0,4	3,4	4,4
Gallinaza ^d	8,8	EC: 1,7	-	39,1	1,5	0,2	5,3	2,7
Residuos agroindustriales ^e	-	-	22,2	72,1	2,5	1,6	2,5	2,5
FORM ^e	-	-	44,1	56,4	1,4	0,8	1,3	0,8
Lodo depuradora ^e	-	-	19,9	58,3	4,4	1,1	7,2	0,2
Lodo depuradora ^f	-	-	15,9	71,2	5,7	1,1	4,6	0,5

MS: materia seca. MF: materia fresca. CE: conductividad eléctrica (dS/m). MO: materia orgánica. -: no determinado.

1.4.3. Grado de estabilidad biológica y madurez

Durante la digestión anaerobia se produce, por un lado la degradación de la MO de los residuos utilizados para la producción de biogás y, por otro lado, y en función características del proceso como el tiempo de residencia o la temperatura del reactor, se obtendrá un digerido con determinadas características, calidad y estabilidad microbiana. Schievano y col. (2008) observaron reducciones de 60-66% en la demanda biológica de oxígeno (DBO, 20 h) y en el potencial de producción de biogás de materiales orgánicos tras digestión anaerobia, parámetros que correlacionaron y fueron indicadores fiables de la estabilidad biológica del digerido. En cambio, Teglia y col. (2011a) mostraron que los digeridos no son totalmente estables según el índice respirométrico dinámico (> 1000 mg O₂/kg MO/h) o el consumo acumulado de oxígeno en 4 días (> 5 mg O₂/g MS). Según Albuquerque y col., (2012a y b) tanto la DBO₅ como el carbono orgánico disuelto (COD) se utilizan para medir la estabilidad biológica del digerido que afecta a la dinámica del N en los suelos y, por tanto, al potencial fertilizante del mismo. De este modo, se considera que el digerido altamente biodegradable (con DBO₅>6 g/L y COD > 5,5 g/l) no es adecuado para un uso agrícola directo, ya que causa altas emisiones de CO₂, inmovilización de N inorgánico y/o desnitrificación en el suelo, reduciendo significativamente su potencial fertilizante, siendo necesario un proceso de estabilización previa al uso. Por lo tanto, el proceso de digestión anaeróbica no asegura la estabilidad del digerido obtenido, siendo necesario

en algunos casos un post-tratamiento para asegurar su estabilización microbiana para obtener los máximos beneficios agrícolas y ambientales.

El grado de madurez de los materiales digeridos se asocia a los efectos fitotóxicos que produce y su evaluación se realiza a corto plazo, mediante test de germinación de semillas, o a largo plazo, mediante ensayos biológicos con plantas (pruebas de fitotoxicidad). Las pruebas de germinación se basan en colocar las semillas sobre papel de filtro en placas de Petri y evaluar el efecto que causa el extracto acuoso del digerido frente a agua desionizada sobre la germinación y el desarrollo de raíces. Los problemas de germinación de las semillas se pueden resolver diluyendo los digeridos (hasta 10-20% de concentración) en agua de riego (Albuquerque et al., 2012b), siendo indicativo de ausencia de efectos fitotóxicos una tasa de germinación superior al 70% (Voroney y col., 2004). La fitotoxicidad de los digeridos altamente inestables se asocia a una alta salinidad, alto contenido de N-NH_4^+ y a la presencia de ácidos orgánicos (ácidos grasos volátiles) (Albuquerque y col., 2012b; Voroney y col., 2004; Möller y Müller, 2012).

Las pruebas de fitotoxicidad se realizan utilizando diferentes tipos de suelo y especies de cultivo y existen procedimientos estandarizados para la medición de la inhibición del crecimiento radicular (UNE 77301-1, basada en la norma ISO 11269-1 de 1993) así como también para la aparición y crecimiento de plantas superiores (UNE ISO 11269-2 de 1995). Por ello, Albuquerque y col. (2012a) verificaron y recomendaron el uso de digeridos diluidos con agua de riego hasta una concentración de 1% para una máxima utilización de nutrientes en ensayos de crecimiento de plantas. Todo esto implica ciertos requisitos en la aplicación agrícola de digeridos, como evitar su aplicación directa sobre semillas o plántulas jóvenes debiendo hacerse con anticipación a la siembra, de modo que la materia orgánica del digerido se establezca en el suelo.

1.4.4. Microorganismos patógenos

La desinfección de los materiales es un requisito previo para su uso en la fertilización de cultivos, considerándose la digestión anaerobia como un método más eficaz para reducir y eliminar los microorganismos patógenos que el almacenamiento tradicional de los residuos. Por ello, parámetros operacionales como la temperatura, el tiempo de residencia en el reactor, la concentración de ácidos orgánicos volátiles o el pH determinan el grado de eficacia del proceso (Sahlström, 2003). Un control adecuado del proceso, especialmente si se realiza bajo condiciones termófilas, permite obtener productos perfectamente desinfectados según la normativa vigente, al implicar una disminución importante en la presencia de coliformes, mostrando generalmente ausencia de *E. Coli* o *Salmonella sp* (Schievano y col., 2008; Goberna y col., 2011). Sin embargo, el desarrollo del proceso a temperaturas mesófilas no garantiza la ausencia de patógenos en el digerido (Paavola y Rintala, 2008; Sahlström, 2003; Bagge y col., 2005).

Para la inactivación de patógenos y semillas de malas hierbas, se requieren post-tratamientos como la pasteurización que asegura la eliminación completa de microorganismos patógenos. Debido al desarrollo espontáneo de temperaturas termófilas durante el proceso de compostaje, este se muestra como una alternativa viable para obtener material desinfectado (Bustamante y col., 2012). Por otro lado, también es importante mantener las condiciones higiénicas durante el almacenamiento y manejo del digerido para prevenir infecciones.

1.4.5. Impurezas y elementos tóxicos

La presencia de impurezas en el digerido como piedras, metales o vidrio se limita mediante la selección de los materiales de entrada al proceso de digestión anaerobia, evitando así los posibles daños del reactor. Sin embargo, ciertos subproductos o residuos como la FORM no separada o los purines de cerdo, pueden contener altas concentraciones de metales pesados, como el Cd, Cu, Cr, Pb, Zn o Hg, que permanecen en el digerido por el proceso de digestión anaerobia (Tabla 8). Por lo general, aunque estos valores de metales pesados en los digeridos no superan los

límites exigidos por la legislación para los productos fertilizantes líquidos fabricados con residuos (mg/kg de peso fresco), requieren un control estricto tanto de su concentración como de la cantidad aplicada al suelo para evitar su acumulación progresiva.

Tabla 8: Contenido de metales pesados en digeridos procedentes de diferentes fuentes bibliográficas (mg/kg materia seca).

Materia prima/Tipo	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Referencia
Diversas fuentes	0,4	15,6	68	12,6	7,7	298	0,1	Siebert y col. (2008)
Digerido sólido	0,6	29,2	50	19	36	220	0,1	
FORM	0,6	36,7	78	28,2	59,5	270	0,2	Edelmann y col. (2004)
FORM	0,3	9,3	113	9,7	4,1	375	0,1	Palm (2008)
Purín de vacuno	0,6	11,4	62	12,2	12,6	332	0,7	Hahn y Hoffstede (2010)
Purín de cerdo	0,8	20,5	236	16,5	24,5	851	0,1	
Co-digestión varios materiales	0,2	1,2	50	12,5	18,2	75	1,2	Schievano y col. (2008)
Co-digestión Purín cerdo	0,5	3,6	342	22,7	17,2	2514	-	Alburquerque y col. (2012a)
Co-digestión Purín vacuno	0,3	12,6	158	7	13,1	423	-	

FORM: fracción orgánica de residuos municipales. -: no determinado

En función del origen de los materiales de entrada (municipal, agrícola, industrial, etc.), los digeridos pueden contener productos orgánicos tóxicos como PCB's, plaguicidas, PAH's, etc. Aunque la presencia de estos en los digeridos puede reducirse a niveles de $\mu\text{g}/\text{kg}$ de materia seca, con valores próximo o ligeramente superiores a las concentraciones encontradas en suelos agrícolas, y no parecen representar riesgos ecotoxicológicos, se considera necesaria tanto su evaluación a largo plazo como su impacto.

1.5. CRITERIOS DE CALIDAD DE LOS MATERIALES DIGERIDOS UTILIZABLES EN AGRICULTURA

1.5.1. Criterios de calidad

Los principios que definen la calidad del digerido como biofertilizante capaz de sustituir a los fertilizantes minerales en la producción de cultivos, no recae sobre el tamaño o la ubicación de la planta de biogás, sino que se define por sus características esenciales como el contenido declarado en nutrientes, pH, homogeneidad o pureza, entre otras (Al Seadi y Lukehurst, 2012). Por lo tanto, el valor agrícola de los digeridos se basa en su concentración en MO y nutrientes, básicamente, que contribuyen a mantener la fertilidad de los suelos agrícolas. Sin embargo, un mal uso o una aplicación excesiva puede ocasionar efectos negativos sobre las propiedades del suelo, el agua y los cultivos. Por ello, en la actualidad existe legislación específica que evita estos riesgos medioambientales como la Directiva 91/676/CEE para evitar la contaminación de aguas por nitratos o la Directiva 86/278/CE para metales pesados. Además, las autoridades de cada país y las comunidades autónomas establecen “Códigos de Buenas Prácticas Agrícolas para limitar la aplicación de fertilizantes o materiales fertilizantes con el fin de reducir o eliminar la contaminación de aguas superficiales y subterráneas por nitratos y proteger el medioambiente mediante el uso óptimo del nitrógeno en el suelo.

Los digeridos ofrecen una serie de ventajas frente a la aplicación directa de materiales no sometidos a digestión anaerobia (Lukehurst y col., 2010; Möller y Müller, 2012):

- Mayor grado de mineralización, con mayor disponibilidad de nutrientes para los cultivos (por ej. Mayor proporción de N en forma amoniacal).
- Reducción de olores por la degradación de compuestos volátiles.
- Mayor nivel de higienización.
- Mejor homogeneidad del digerido facilitando su utilización (menor tamaño de partícula y viscosidad, facilitando su infiltración en el suelo y reduciendo la formación de costras).

Sin embargo, para el uso adecuado de digeridos en agricultura es necesario cumplir una serie de requisitos mínimos que garanticen su calidad agronómica. Por ello, países del entorno europeo como Alemania, Reino Unido, Suecia y Suiza, han establecido límites máximos y condiciones operacionales para certificar la calidad del digerido para uso agrícola (Siebert y col., 2008; BSI, 2010; ECN-QAS, 2012), como por ejemplo la necesidad de someter los materiales a un proceso de digestión anaerobia completo, de maduración o de almacenamiento previo al uso.

La Directiva 2008/98/CE, directiva marco sobre residuos (DMR, 2008), introduce un nuevo procedimiento para definir el criterio *fin de residuo* (*End of Waste criteria*) que un determinado flujo de residuos debe cumplir para dejar de ser residuos. Estos flujos, deben haber sido sometidos a una operación de valorización y cumplir una serie de criterios específicos. Estos criterios aún no se han definido para cada flujo de residuos específico, pero las condiciones generales que debe cumplir un material están definidas en el artículo 6 de la DMR como se indica:

“Determinados residuos específicos dejarán de ser residuos cuando hayan sido valorizados, incluido el reciclado, la explotación y cumplan criterios específicos que se elaboran conforme las siguientes condiciones:

- a) La sustancia u objeto se utiliza comúnmente para un propósito o fin específico;*
- b) Existe un mercado o demanda para esa sustancia u objeto;*
- c) La sustancia u objeto cumple los requisitos técnicos para el propósito específico y cumple la legislación y las normas vigentes aplicables a los productos; y*
- d) El uso de la sustancia u objeto no tendrá efectos adversos generales sobre el medioambiente o la salud humana.”*

El Joint Research Centre y el Institute for Prospective Technological Studies (JRC-IPTS) de la Comisión Europea ha desarrollado las condiciones para los criterios *fin de residuo* y han sugerido ciertos límites para diferentes parámetros de compost y digerido (Tabla 9; Saveyn y Eder, 2014). La Comisión Europea está trabajando actualmente en la preparación de propuestas de criterios de *fin de residuo* para flujos

específicos de residuos de acuerdo con las condiciones legales y siguiendo las directrices metodológicas del JRC-IPTS. Además de describir los criterios, estos estudios incluyen toda la información básica necesaria para garantizar el cumplimiento de las condiciones de la DMR.

Además de los parámetros analizados en la Tabla 9, también es necesario declarar los parámetros agronómicos del digerido tales como la materia seca, pH, sales solubles (CE) y los nutrientes (N-Total, P₂O₅, K₂O, MgO, S, CaO, N-NH₄, N-NO₃ y micronutrientes).

El Reglamento (UE) 2019/1009, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizante UE (Reglamento (UE) 2019/1009) establece las diferentes categorías de materiales componentes (CMC) que pueden usarse para la formulación de productos fertilizantes, siempre y cuando cada material cumpla con los requisitos de la categoría a la que pertenezca. La finalidad de incluir estos materiales en las diferentes CMC es que tras una operación de valorización, dejen de ser residuos. Los digeridos de cultivos frescos, así como los digeridos distintos a los digeridos de cultivos frescos se incluyen en las CMC 4 y 5 respectivamente. En cuanto a los digeridos de cultivos frescos pertenecientes al CMC 4 el Reglamento establece que un producto fertilizante UE podrá contener digerido obtenido por DA exclusivamente de uno o varios de los siguientes materiales:

- Plantas o partes de plantas cultivadas para la producción de biogás, incluidas algas a excepción de las algas verdeazuladas (cianobacterias).
- Aditivos de digestión necesarios para mejorar el rendimiento o comportamiento ambiental del proceso de DA siempre que estén registrados y su concentración total no exceda del 5% del peso total de las materias primas.
- Cualquier material vegetal que haya sido transformado en digerido.

Además, establece también las condiciones de almacenamiento y tratamiento que se deben cumplir en la planta de DA, así como los perfiles de variación de la temperatura en función del tiempo que se deben dar en el proceso.

Tabla 9: Calidad del digerido según los criterios de fin de residuo (Saveyn y Eder, 2014).

Parámetro	Valor	Comentario
Contenido mínimo en materia orgánica	15% en peso de materia seca	Contenido mínimo de MO del producto final, después de la digestión y antes de mezclar con otros materiales. Con ello se pretende evitar la dilución de digerido con componentes minerales (por ej. Arena, suelo).
Estabilidad mínima	Índice respirometrico máximo de 50 mmol O ₂ /kg m.o./h. Contenido máximo en ácidos orgánicos de 1500 mg/l. Potencial residual de biogás máximo de 0,25 l/g de SV. *	Deben evitarse las emisiones no deseadas durante el transporte y almacenamiento y evitar que los materiales entren en el mercado sin un tratamiento adecuado.
Contenido en patógenos	No <i>Salmonella sp.</i> en 25 g muestra 1000 UFC/g masa fresca para <i>E. Coli</i>	**
Máximo de semillas viables	2 semillas viables / L de digerido	**
Máximo de macroelementos extraños	0,5% en peso de materia seca para vidrio, metal y plástico. > 2 mm, por el método de tamizado en seco	Es necesario distinguir entre impurezas naturales como piedras e impurezas artificiales.
Contenido limitado de metales pesados y contaminantes orgánicos:	mg/kg (peso seco)	En el producto final, después de la fase de digestión y antes de cualquier mezcla con otros materiales.
Cd	1.5	
Cr	100	
Cu	200	
Hg	1	
Ni	50	
Pb	120	
Zn	600	
PAH ₁₆	6	
*A menos que las autoridades competentes hayan especificado un método alternativo admisible, el productor deberá demostrar que cumple al menos uno de los tres criterios de estabilidad para la digestión. **La medición de este parámetro debe complementarse con un requisito de procesamiento, p. ej., un perfil de temperatura-tiempo.		

1.5.2. Contenido en nutrientes y materia orgánica

El valor fertilizante más significativo que presentan los digeridos se debe a la presencia de nutrientes como el N, P y K, por lo que es importante conocer la composición de éstos para poder incorporarlos a los programas de fertilización de cultivos. Para ello, debe considerarse el aporte del digerido tanto respecto a la concentración total de nutrientes como a la fracción disponible, lo que requiere una evaluación de la dinámica de nutrientes en el suelo.

La relación C/N de los materiales orgánicos informa sobre el potencial de mineralización e inmovilización de N y por lo tanto, de su fracción disponible en el suelo. Los digeridos suelen tener relaciones bajas de C/N, debido a la degradación de la MO y a que la mayor parte del N se encuentra en forma amoniacal (NH_4 , disponible) por mineralización del N-orgánico durante la digestión anaerobia. Cuando los digeridos son altamente inestables, ricos en compuestos orgánicos fácilmente biodegradables, pueden ocasionar inmovilización de N en el suelo asociado a un gran crecimiento microbiano (de la Fuente y col., 2013). Los microorganismos degradan el sustrato orgánico a CO_2 , consumiendo O_2 e inmovilizando parte del N- NH_4 en sus tejidos microbianos (Alburquerque y col., 2012a). En cambio, relaciones bajas de C/N pueden favorecer la pérdida de N por volatilización de NH_3 favorecida por el carácter alcalino de los digeridos. En el suelo, el N- NH_4 del digerido se nitrifica rápidamente quedando disponible para los cultivos, pero, dada la rápida movilidad del nitrato en el suelo, también aumenta el riesgo de pérdidas por lixiviación.

El contenido en MO en los digeridos, especialmente los sólidos, favorece su uso como enmienda del suelo y sus características condicionan los procesos de degradación biológica y humificación en él. Dicha MO debe cumplir unos criterios mínimos de estabilidad que se detallarán más adelante.

En general, los criterios de calidad de los materiales digeridos no establecen límites al contenido de nutrientes (Siebert y col., 2008; BSI, 2010; ECN-QAS, 2012), pero deben declararse parámetros agronómicos específicos como materia seca, pH, sales solubles, etc. El informe sobre los criterios de *fin de residuo* para los residuos biodegradables tratados biológicamente (Saveyn y Eder, 2014) sugiere que la

información relativa a los elementos fertilizantes del digerido (N-Total, N-NH₄, N-NO₃, P, K, Mg y S) debe indicarse para determinar el valor agrícola, pero no se sugieren concentraciones mínimas.

1.5.3. Grado de estabilidad y madurez

Un digerido parcialmente transformado durante la digestión anaerobia es rico en componentes fácilmente biodegradables y no estabilizados, por lo que se mantiene la actividad biológica y continua la degradación de la MO durante el almacenamiento y después de la aplicación en suelo. Durante el almacenaje, en condiciones anaerobias, se producen formas reducidas de C, N, S y P que son responsables de los malos olores y, junto con la producción de gases inflamables como el metano, se pueden producir otro tipo de gases de efecto invernadero, como los óxidos de N, perjudiciales para el medioambiente.

En la capa superior del suelo agrícola, donde prevalecen condiciones aerobias, la aplicación de material orgánico inestable lleva al aumento de la actividad microbiana que degrada tanto la MO nativa o específica (“efecto priming”), como la añadida por el digerido y puede conducir a la competencia entre los cultivos por determinados nutrientes. Este aumento de actividad microbiana requiere un alto consumo de O₂ que puede originar condiciones anaerobias y asfixia del sistema radicular de las plantas, así como aumentar la solubilidad y disponibilidad de metales pesados, causando efectos negativos sobre plantas y medioambiente. Además, los materiales mal estabilizados pueden contener compuestos fitotóxicos, como ácidos orgánicos de bajo peso molecular o compuestos fenólicos, perjudiciales para las plantas y otros organismos del suelo.

Para evitar estos efectos adversos y garantizar que la materia orgánica sea estable, es necesario caracterizar la estabilidad microbiana mediante: parámetros físicos (olor), identificación de componentes fácilmente biodegradables (presencia de ácidos orgánicos, azúcares simples), estudios respirométricos (liberación de CO₂ o consumo de O₂), químico (DQO, MO disuelta) y biológico (estudios de fitotoxicidad o pruebas de crecimiento). El método más común para determinar la degradabilidad en sistemas aeróbicos es la medición de la respiración microbiana bajo condiciones

ambientales no limitantes (anoxia, pH o humedad inadecuada). Estas técnicas se basan en la medición del O₂ consumido o el CO₂ producido por la actividad microbiana del material orgánico puro o mezclado con el suelo (Albuquerque et al., 2012a y b), e indican la cantidad de sustancias degradables restantes en el material y su tasa de descomposición. La tasa de consumo de O₂ se define en la legislación de la UE para los fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009) como un indicador de la medida en que la MO biodegradable se descompone en un período de tiempo especificado e indica que no es adecuado para materiales con un contenido de partículas > 10 mm superior al 20 %.

Otro parámetro que define la estabilidad del digerido consiste en determinar los componentes fácilmente degradables, responsables de la inestabilidad de materiales inmaduros, como la presencia de ácidos grasos volátiles y compuestos orgánicos solubles en agua. Así, la degradación de la materia orgánica durante la digestión anaeróbica reduce la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), indicando la estabilidad del digerido. Si el proceso no agota la MO lábil del sustrato, el digerido inestable genera un potencial residual de biogás incompatible con un uso agrícola. El potencial residual de biogás definido en la legislación de la UE para los fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009) es un indicador del gas liberado por un digerido en un período de 28 días medido con respecto a los sólidos volátiles contenidos en la muestra.

A nivel europeo, en los criterios *fin de residuo* (Saveyn y Eder, 2014) para digeridos se pone de manifiesto la necesidad de establecer un mínimo de estabilidad biológica dentro de los requisitos de calidad del producto e indica que no existe un único método para determinar dicha estabilidad, por lo que establece límites para 3 parámetros: la tasa de consumo de O₂, las concentraciones de ácidos orgánicos y el potencial residual de biogás, así como cualquier otro método utilizado para certificar la estabilidad microbiana. La legislación de la UE establece 2 parámetros para el criterio de estabilidad del digerido como material componente de fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009): la relación de absorción de O₂ máxima de 25 mmol O₂/kg de MO/h; y el potencial residual de biogás como 0,25 l de biogás/g de sólidos volátiles, teniendo que cumplir al menos con uno de ellos.

1.5.4. Condiciones higiénicas

Cuando los materiales digeridos provienen de sustratos de origen fecal, pueden contener microorganismos patógenos, parásitos y virus que transmitan enfermedades a las plantas, animales y humanos. Desde el punto de vista higiénico-sanitario, los requisitos que debe cumplir un material digerido son muy estrictos en la legislación europea y se describen en el Reglamento CE 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y a los productos derivados no destinados al consumo humano. Establece las condiciones de higienización de los digeridos como norma para la certificación de estos productos (BSI, 2010; Siebert y col., 2008; ECN-QAS, 2012; SPCR 120, 2013), actuando a 3 niveles: manejo del proceso de digestión anaerobia (temperaturas termófilas, tiempo de retención, etc.), pre- o post-tratamientos (pasteurización, etc.) y la calidad del producto final. Además, las diferentes certificaciones de los distintos países incluyen, en la mayoría de los casos, criterios específicos para SANDACH (Reglamento CE 1069/2009). Por lo tanto, se consideran 3 tipos de digeridos de desechos orgánicos, incluidos subproductos animales; de desechos orgánicos, excluidos subproductos animales; y sólo de residuos vegetales y cultivos energéticos, que sólo requiere el control de las operaciones diarias del proceso, pero no requiere el control del producto final o el control higiénico-sanitario, como lo hace en las otras dos clases.

En España, la legislación sobre productos fertilizantes (BOE, 2017) especifica que la materia prima transformada utilizada como ingrediente en abonos orgánicos, debe someterse a un proceso de desinfección que garantice que la carga microbiana no supera los valores máximos establecidos en ausencia de *Salmonella sp* en 25 g de producto procesado y *Escherichia coli* < 1000 UFC/g de producto procesado.

Los criterios para *fin de residuo* de materiales digeridos propuestos a nivel europeo (Saveyn y Eder, 2014) incluyen condiciones del proceso de digestión basados en perfiles térmicos independientemente de si este es mesófilo o termófilo. Además, deja abierta la posibilidad de definir otros perfiles térmicos, si se demuestra que son eficaces para alcanzar la desinfección del producto, siempre que cumplan los límites

establecidos para patógenos como *Salmonella sp* y *E. Coli* y de semillas viales de malas hierbas (Tabla 9).

La legislación de los productos fertilizantes de la CE (Reglamento (UE) 2019/1009 establece los perfiles térmicos que garantizan la desinfección de los digeridos utilizados como materiales componentes de los fertilizantes. Los perfiles de temperatura-tiempo son los siguientes:

- a) digestión anaerobia termófila a 55°C durante al menos 24h seguidas de un tiempo de retención hidráulica de al menos 20 días;
- b) digestión anaerobia termófila a 55°C con un tratamiento que incluye la pasteurización;
- c) digestión anaerobia termófila a 55°C seguida de compostaje a:
 - 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,
 - 55°C o más durante al menos 14 días;
- d) Digestión anaerobia mesófila a 37-40°C con un tratamiento que incluye la pasteurización, o
- e) Digestión anaerobia mesófila a 37-40°C seguida de compostaje con las mismas condiciones que el apartado c).

En cuanto a los límites de patógenos establecidos en el Reglamento sobre fertilizantes de la UE, estos son iguales a los criterios para *fin de residuo* (Saveyn y Eder, 2014): ausencia de *Salmonella spp.* en 25 g o 25 ml y 1000 UFC de *E. Coli* o *Enterococcaceae* en 1 g o 1 ml de digerido.

1.5.5. Presencia de productos tóxicos e impurezas

La presencia en el digerido de otros contaminantes en forma de impurezas de tipo físico (plástico, vidrio, metales, etc.) está regulada a nivel nacional y europeo, estableciéndose como criterio de calidad y limitando su contenido máximo.

El criterio *fin de residuo* acepta los límites consensuados por diferentes países, fijando el límite en 0.5% para impurezas mayores de 2mm, e indica los límites para metales pesados (Tabla 10). Así pues, los RSU de residuos mixtos procedentes de instalaciones de tratamiento biológico mecánico no se consideran buen material para la digestión anaerobia por la presencia de metales pesados e impurezas, mientras la MO separada en origen de RSU (recogida selectiva) se considera buen sustrato para la digestión anaerobia.

La legislación europea sobre productos fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009) establece que el digerido contendrá:

- a) No más de 3g/kg de materia seca de impurezas macroscópicas superiores a 2mm en cualquier forma (vidrio, metal o plástico);
- b) No más de 5g/kg de materia seca de la suma de las impurezas macroscópicas a que se refiere el punto anterior.

También incluye requisitos específicos en cuanto a los contaminantes orgánicos de digeridos distintos a los digeridos de cultivos frescos, estableciendo que ni la parte sólida ni la líquida del digerido contendrá más de 6mg/kg de materia seca de PAH₁₆.

El Reglamento (UE) 2019/1009 para productos fertilizantes especifica los límites de metales pesados en las diferentes Categorías Funcionales de Productos (CFP): abono orgánico, enmiendas del suelo orgánico y bioestimulante vegetal (Tabla 10). Los mismos límites se aplican a los abonos y enmiendas del suelo orgánicos, con la excepción de Cd, que se limita a 2 mg/kg de materia seca para este último.

Tabla 10: Concentraciones máximas de metales pesados y arsénico inorgánico para productos fertilizantes CE Europa (Reglamento (UE) 2019/1009) y para fertilizantes preparados a partir de residuos orgánicos en España.

Tipo	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Referencia
Fertilizante orgánico	40	1,5 ⁺	2*	400	50	120	800	1	Reglamento UE 2019/1009
Bioestimulante de plantas	40	1,5	2*	600	50	120	1500	1	
A	-	0,7	70	70	25	45	200	0,4	España BOE (2017) (sólidos en mg/kg DM, líquidos en mg/kg MF)
B	-	2,0	250	300	90	150	500	1,5	
C	-	3,0	300	400	100	200	1000	2,5	

*Cr(VI); ⁺2 para mejorar el suelo; MS: materia seca; MF: materia fresca

1.5.6. Conservación de la calidad del digerido

A diferencia de otros materiales, como los estiércoles, los digeridos higienizados plantean un riesgo mínimo de transferencia de patógenos mediante su manipulación y aplicación. Aun así, es importante tomar precauciones tanto en la planta de biogás como en las zonas de almacenamiento del digerido con la finalidad de preservar la alta calidad del digerido hasta su utilización como biofertilizante. Por ello, Al Seadi y Lukehurst (2012) proponen las siguientes medidas:

- Definir estrictamente en cada planta una zona “sucia” para material primas frescas/materiales no desinfectados, y una zona “limpia” dedicada a materiales desinfectados, digeridos y otras actividades o materiales limpios.
- Cualquier movimiento, de personal o vehículos, entre zonas limpias y sucias debe ser tratado apropiadamente, por ejemplo mediante desinfección de vehículos o cambio de zapatos en el caso de personal.
- Evitar el suministro de materias primas provenientes de explotaciones con problemas sanitarios.
- Evitar la transferencia de contaminantes, en el caso de plantas que gestionen residuos de granjas, tomando precauciones como evitar la recogida de materias primas de varias granjas a la vez.

- Minimizar el riesgo de contaminación cruzada entre digerido y materiales frescos, en el caso de utilizar el mismo medio de transporte para ambos materiales. Con tal fin, se recomienda la existencia de procedimientos de limpieza de los vehículos de la instalación.

1.6. OPCIONES DE VALORIZACIÓN

1.6.1. Opciones de gestión

El uso agrícola del digerido es una manera de proporcionar nutrientes a los cultivos y MO al suelo para mantener su fertilidad. El método más sencillo y económico es la aplicación directa del digerido bruto tras su almacenamiento, sin ningún tipo de pre o post-tratamiento. En cambio, según la cantidad de digerido que se produzca en cada instalación, es difícil disponer de suficiente suelo agrícola para aplicar tal cantidad, por lo que a veces es necesario un tratamiento adicional para la depuración o transformación que permita transportarlo a otras zonas agrícolas. Otras veces, la baja calidad del digerido obtenido no permite su aplicación en suelo. Existen diferentes posibilidades de reciclado o reutilización del digerido, en función de su calidad: su uso directo como fuente de nutrientes y MO en agricultura, secado para utilizar el sólido como enmienda orgánica o someterlo a compostaje y separación sólido-líquido para la gestión individual de cada una de las fracciones (Figura 4).

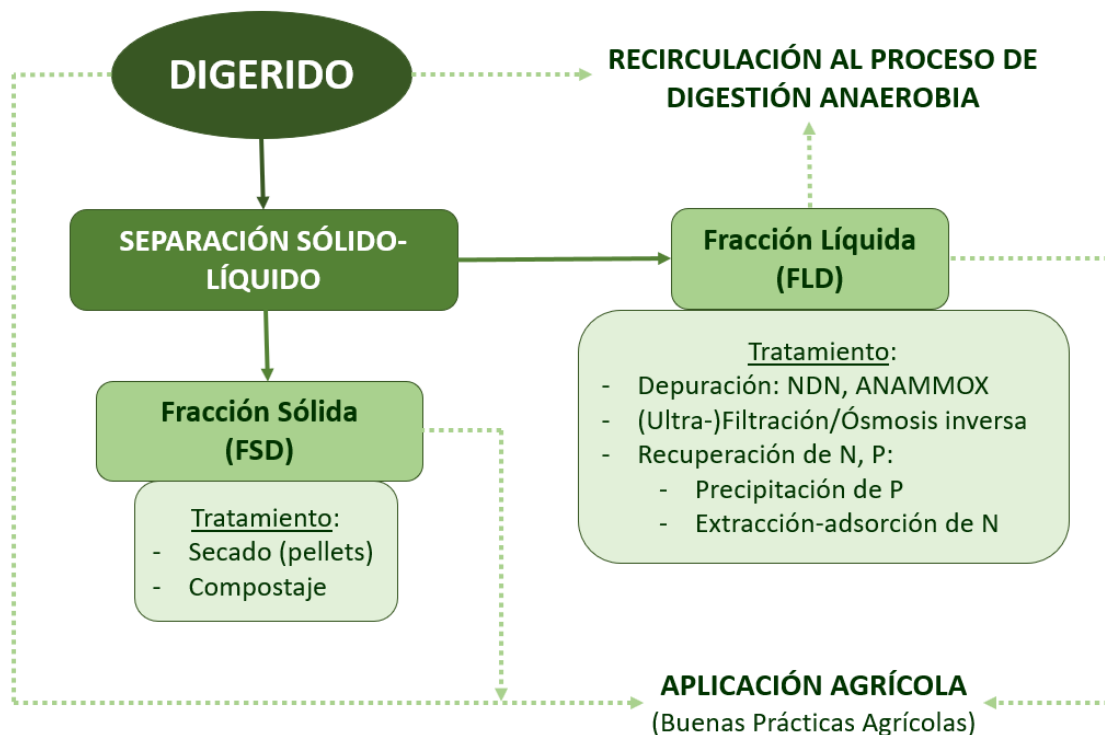


Figura 4: Opciones de gestión del digerido. Fuente: Adaptado de Bernal y col. (2014).

En grandes instalaciones donde la cantidad de digerido generada supera la cantidad máxima aplicable a los suelos agrícolas cercanos, los digeridos requieren ser tratados para eliminar nutrientes y MO mediante estrategias de depuración o mediante tratamientos de recuperación de nutrientes que permitan obtener productos con valor fertilizante para su comercialización. Existen diferentes tratamientos para recuperar o eliminar nutrientes. Las tecnologías de eliminación de nutrientes se consideran sistemas de depuración y son el tratamiento biológico por nitrificación-desnitrificación o la nitrificación parcial (ANAMMOX). Las tecnologías que permiten la recuperación de nutrientes son la extracción-adsorción de N y la precipitación química de P como fosfato de calcio o estruvita. La finalidad de estas estrategias es lograr un producto final con valor económico.

1.6.2. Gestión agrícola

La gestión agrícola del digerido requiere cierta calidad, por lo que es necesario el control de los materiales de entrada, del proceso de digestión y de los post-tratamientos. Las principales medidas a tener en cuenta son (Holm-Nielsen y col., 2009):

- Clasificación y recogida selectiva de los residuos para la digestión anaerobia;
- Selección de las materias primas para evitar la entrada de contaminantes al reactor (metales pesados, patógenos);
- Inclusión de pre-tratamientos para higienizar las materias primas o eliminar impurezas e inertes;
- Muestreo y análisis periódico de las materias primas y los digeridos;
- Control de los parámetros del proceso (temperatura, tiempo de retención, etc.) para obtener un digerido estabilizado e higienizado;
- Manipulación, almacenamiento y aplicación del digerido de acuerdo con el Código de Buenas Prácticas y los planes de fertilización para evitar contaminación, emisión de metano y amoníaco.

La valorización agrícola de los digeridos se centra en su utilización directamente en el suelo o tras una separación sólido-líquido. Las tecnologías de separación distribuyen los componentes del digerido en las dos fracciones. Los componentes solubles, como la mayoría del N-NH₄ y K, permanecen en la fracción líquida que puede utilizarse como agua de riego rica en nutrientes, mientras que en la fracción sólida, más adecuada para el compostaje, se encuentran la mayoría de la MO y los componentes insolubles, como el N-orgánico, P y metales pesados.

1.6.2.1. Uso directo del digerido como fertilizante

La utilización directa de los digeridos en agricultura requiere el cumplimiento de requisitos de calidad mínimos en cuanto a estabilidad microbiana, higienización, presencia de contaminantes e impurezas, olores y concentración de nutrientes, según lo descrito en el apartado anterior. El alto contenido de agua de estos materiales favorece su empleo como fertilizantes líquidos, aunque su uso en equipos de fertirrigación está condicionado por su contenido en partículas sólidas ya que pueden causar obstrucciones en los sistemas de riego.

La aplicación de digerido debe incorporarse al plan de fertilización, considerando que los nutrientes del digerido sustituyen total o parcialmente a los fertilizantes minerales, para evitar los riesgos derivados de un mal uso o aplicación excesiva y obtener el máximo beneficio de los cultivos. Por lo tanto, el uso directo del digerido se considera una adecuada gestión con el único requisito de construcción de balsa de almacenamiento y homogenización. Sin embargo, la aplicación directa del digerido puede generar problemas relacionados con el alto riesgo de volatilización del NH₃ durante el almacenamiento y la aplicación, que deben minimizarse para obtener el máximo beneficio siguiendo ciertas pautas (Pfundtner, 2002):

- Aplicar el digerido en condiciones climáticas adecuadas (alta humedad, baja temperatura y ausencia de viento);
- Incorporar el digerido al suelo inmediatamente tras su aplicación o inyectarlo en el suelo (sistema de inyección en suelo);

- Dificultar el proceso de volatilización del amoníaco, por ejemplo acidificando el digerido.

1.6.2.2. Separación sólido –líquido

Dado el alto contenido en agua de los digeridos su transporte hacia zonas alejadas del lugar de producción lo hace prácticamente inviable económicamente, pudiendo mejorar la eficiencia de la gestión realizando una separación en dos fracciones, una sólida y una líquida. Así, se simplifica el almacenamiento y transporte de la fracción sólida, permitiendo su uso en zonas alejadas del lugar de producción, mientras la fracción líquida puede ser aplicada en zonas agrícolas cercanas o someterla a un proceso de depuración. Las principales ventajas del proceso de separación son (Möller y Müller, 2012):

- Producción de una fracción líquida más fácil de tratar y manejar al reducir el contenido de sólidos;
- Mayor valor agronómico de la fracción líquida ya que se reduce su contenido de metales pesados, que permanecen en la fracción sólida. Además, los nutrientes están en forma soluble fácilmente asimilables por los cultivos;
- Necesidad de menor volumen de almacenamiento;
- Material más homogéneo.

La separación de fases condiciona la distribución de la materia seca, MO y nutrientes entre fases, y puede realizarse utilizando diferentes sistemas de separación, como la decantación natural que es una opción económica, pero con una baja eficiencia de separación. Existen también sistemas de separación mecánica, compresión o centrifugación como tamices, prensas o centrífugas, o puede realizarse una combinación de varios sistemas para mejorar la eficiencia. El uso de tecnologías basadas en polímeros, como la poliacrilamida catiónica, mejora la separación al flocular pequeñas partículas del digerido a la fracción sólida, aunque incrementa los costes económicos y debe tratarse de un agente biodegradable e inocuo si dicha fracción se usa como fertilizante o enmienda orgánica del suelo.

La fracción sólida concentra la mayor parte de la MO y los nutrientes (principalmente P, Tabla 11), lo que mejora su transporte y/o post-tratamiento al poder gestionarla como un estiércol sólido o poder estabilizarla al someterla a un proceso de compostaje. El secado y la formación de pellets permite obtener un material sólido y estable con menor coste de transporte (Bonmatí y Flotats, 2003).

Tabla 11: Composición de las fracciones líquida y sólida de digerido (FLD y FSD) obtenidas tras la separación sólido-líquido. Fuente: Möller y Müller (2012).

Parámetro	FLD	FSD
pH	7,9	8,5
MS (%)	4,5 - 6,6	19,3 - 24,7
MO (%MS)	-	40 - 86
N (g/kg MF)	4,0 - 5,1	4,6 - 6,5
C/N	3,7 - 4,8	11,2 - 19,3
N-NH ₄ (g/kg MF)	1,8 - 3,0	2,6 - 2,7
P (g/kg MF)	0,7 - 1,0	2,0 - 2,5
K (g/kg MF)	3,5 - 5,2	3,4 - 4,8

La gestión de la fase líquida del digerido se resume en:

- Uso directo en agricultura como agua de riego enriquecida en nutrientes;
- Recirculación en el sistema de digestión anaerobia;
- Tratamiento de depuración para vertido en cauce público o reutilización del agua;
- Tratamiento para la recuperación de nutrientes y obtención de nuevos productos fertilizantes.

El uso agrícola de la FLD, que permite el aprovechamiento de sus nutrientes, se basa en su incorporación en fertirrigación previa filtración que evite el bloqueo de los goteros y acidificación para ajustar el pH a las condiciones de fertirrigación. Además, debe tenerse presente que el digerido líquido no puede considerarse un fertilizante orgánico líquido, ya que sus características no permiten verificar la concentración establecida de materia orgánica y nutrientes para abonos líquidos regulados por las diferentes legislaciones a nivel nacional y europeo.

1.6.3. Almacenamiento del digerido

Las instalaciones de digestión anaerobia precisan de sistemas de almacenamiento para el digerido tras su salida del digestor, mediante un sistema cerrado que permita la recolección del biogás residual que aún libera el digerido y evite la entrada de aguas de lluvia. Los estanques de almacenamiento deberán ser impermeables para evitar el riesgo de infiltración y contaminación de aguas tanto subterráneas como superficiales. Además, deberán tener la capacidad suficiente para hacer frente al digerido producido durante largos periodos en los que no sea posible darle salida.

La gestión agronómica del digerido requiere un periodo de almacenamiento que garantice su estabilidad, y de esta forma permita su aplicación en periodos y cantidad adecuada a las necesidades del cultivo y minimizando las descargas incontroladas al medioambiente. En condiciones adecuadas, el almacenamiento puede reducir el contenido de microorganismos patógenos, pero dependiendo del tiempo de almacenamiento, el digerido también puede cambiar su composición y calidad (Paavola y Rintala, 2008).

El tiempo estimado de almacenamiento del digerido depende de la zona geográfica, las condiciones climáticas, el tipo de suelo y cultivos, así como la legislación vigente. Así, los Códigos de Buenas Prácticas indican que la capacidad de almacenamiento debe ser suficiente para mantener el digerido durante 1 a 4 meses antes de su distribución, y hasta 8 meses, en función del marco legislativo. La Tabla 12 muestra un resumen de las normas aplicadas en algunos países europeos en cuanto a las tasas máximas de aplicación, periodos de almacenamiento y prohibición de aplicación.

Tabla 12: Ejemplos de dosis de aplicación máxima, capacidad de almacenaje requerida y periodos en los que se prohíbe la adición de digerido. Fuente: Lukehurst y col. (2010).

País	Dosis máxima (kg N/ha/año)	Almacenamiento (meses)	Prohibida su aplicación
Austria	170	6	28 Feb. - 5 Oct.
Dinamarca	140 - 170	9	1 Feb. - cosecha
Italia	170 - 500	3 - 6	1 Feb. - 1 Dic..
Suecia	170	6 - 10	1 Feb. - 1 Dic..
Irlanda del Norte	170	4	1 Feb. - 14 Oct.
Alemania	170	4	1 Feb. - 14 Nov.

1.6.4. Opciones de tratamiento

El tratamiento del digerido líquido tiene como objetivo eliminar nutrientes y MO, mediante la depuración, o recuperar nutrientes para obtener productos fertilizantes. El líquido puede ser sometido a un tratamiento de depuración, similar al de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que puede incluir procesos de nitrificación-desnitrificación para la eliminación biológica de N, nitrificación parcial ANAMMOX, (ultra-)filtración y ósmosis inversa.

Actualmente se están desarrollando a nivel industrial diferentes tecnologías para la recuperación de nutrientes del digerido líquido a fin de obtener productos fertilizantes (Tabla 13). Estos incluyen: Stripping y absorción para la recuperación de nitrógeno obteniendo sulfato de amonio; precipitación química de fósforo para la obtención de fosfato de calcio o de amonio y fosfato de magnesio (estruvita) (Bonmati y Flotats, 2003b; Laureni y col., 2013; Le Corre y col., 2009); sistemas de evaporación y secado; y (ultra-)filtración y ósmosis inversa para obtener concentrado de nutrientes y agua purificada.

Tabla 13: Procesos de transformación del digerido basados en la recuperación de nutrientes.
Fuente: Feliu Jofre y Flotats Ripoll (2020).

Proceso	Objetivo	Comentario
Separación de fases	Separación en dos fases una líquida y otra sólida, para facilitar otros tratamientos o para un manejo diferenciado.	Aplicable a cualquier digerido para obtener un líquido y un sólido.
Extracción (stripping) y adsorción de NH_3	Recuperación de nitrógeno en forma de sales de amonio o agua rica en N-NH_4^+ o solución $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.	Aplicable a las fracciones líquidas.
Concentración de nutrientes (separación por membranas, evaporación, secado)	Facilitar el transporte y exportar los nutrientes en forma concentrada.	Los procesos de evaporación o membrana se aplican a las fracciones líquidas; mientras que el secado se utiliza en concentrados y fracciones sólidas.
Precipitación de sales de P (estruvita o apatita)	Recuperación de N en forma de sales de P y amonio (estruvita) o de fosfatos de calcio (apatita).	Aplicable a las fracciones líquidas.
Compostaje	Recuperación de nutrientes, N en forma orgánica y estabilización de la MO.	Aplicable a fracciones sólidas. Se espera una pérdida de N debido a la volatilización de NH_3 .

- Recuperación del NH_4^+ mediante stripping y absorción, proceso que produce la desorción y arrastre del NH_3 en una columna a través de una contracorriente de aire o vapor (columna de stripping) y su recuperación posterior en otra columna con una corriente de ácido absorbente (columna de absorción). Este proceso permite obtener un producto de calidad con valor económico en la industria de fertilizantes minerales. El principal factor limitante del proceso es la presencia de MO volatilizada y arrastrada con el NH_3 (Feliu Jofre y Flotats Ripoll, 2020).
- Recuperación de P: la estruvita es fosfato amónico magnésico ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), y se considera un fertilizante mineral de liberación lenta con creciente valor en el mercado de fertilizantes. La precipitación de estruvita ocurre naturalmente cuando las concentraciones de los iones implícitos (Mg_2^+ , NH_4^+ , PO_4^{3-}) exceden su producto de solubilidad. La digestión anaeróbica aumenta la concentración de iones NH_4^+ y PO_4^{3-} , y reduce el contenido en MO, lo que permite obtener cristales de estruvita más grandes y limpios (Feliu Jofre y Flotats Ripoll, 2020).

- Concentración térmica por evaporación a vacío: eliminación del agua por evaporación para obtener un producto concentrado que mantenga los nutrientes iniciales para su posterior transporte y valorización. Uno de los procesos térmicos aplicados es la evaporación, que permite concentrar líquidos a 20-30% ST y se realiza a baja presión con temperaturas moderadas (50-70°C) condensando el vapor liberado para evitar problemas de contaminación atmosférica. Otro proceso es el secado que permite concentrar sólidos hasta más de 90% ST). Para concentrar el NH_4^+ y evitar la volatilización del NH_3 , la evaporación se realiza a un pH ácido (Feliu Jofre y Flotats Ripoll, 2020).
- Recuperación de N a través de membranas permeables: el uso de membranas tubulares semipermeables a los gases, como el NH_3 , permite la captura y reutilización de determinados nutrientes presentes en el digerido. La membrana se introduce en el digestor y por su interior discurre una solución ácida absorbente, como el H_2SO_4 , de manera que el NH_3 presente en el digerido que está en forma gaseosa, atraviesa la membrana y se combina con la solución ácida formando sales de amonio (sulfato de amonio) no volátiles. Este proceso permite mejorar el rendimiento de la DA, equilibrar el contenido en nutrientes del digerido y obtener una solución fertilizante con valor agronómico, mientras por otro lado evita la emisión a la atmósfera del amoníaco, gas con alto poder contaminante (Gracia-González, 2018).

El digerido sólido puede someterse a un proceso de estabilización física por secado y peletización para obtener un material fertilizante similar al pellet de estiércol (Bonmati y Flotats, 2003a). Aun así, el compostaje es la tecnología más utilizada para tratar esta fracción del digerido, ya que logra la estabilización biológica de la MO, reducir al mínimo la emisión de olores durante su aplicación en campo y obtener un producto con buenas características como enmienda del suelo o fertilizante. El mayor problema, tanto del secado como del compostaje, es la pérdida significativa de N-NH_3 que se produce durante los procesos, debido a las altas temperaturas que alcanza el material, lo que se puede reducir mediante la acidificación previa del material. La necesidad de compostaje para estos materiales surge de una deficiente estabilidad microbiológica, así como de la presencia de microorganismos patógenos y sustancias

orgánicas fitotóxicas. El compostaje de la FSD tiene condiciones específicas, derivadas de sus características físicas y químicas (humedad, NH_4^+ , MO lábil), que requiere materiales estructurantes que reduzcan su humedad y proporcionen estructura física para una adecuada aireación y relación C/N 20-25 (Bernal y col., 2009; Bustamante y col., 2012), así como el mantenimiento de unas buenas condiciones de aireación.

2. OBJETIVOS

El objetivo principal del trabajo es el estudio de los materiales producidos por digestión anaerobia de restos de frutas y verduras y su valorización agronómica para determinar su capacidad fertilizante y la posibilidad de sustitución parcial de fertilizantes minerales. Para ello se llevó a cabo la caracterización de los materiales que indican la calidad agronómica de los mismos, y la aplicación del material digerido como fertilización de fondo en el cultivo de cardo y maíz, así como los beneficios inducidos en el suelo tras esta aplicación.

Este objetivo a su vez, se puede desglosar en los siguientes objetivos parciales:

- Analizar la composición y características específicas de los digeridos brutos obtenidos mediante procesos de digestión anaerobia y establecer los criterios de calidad.
- Determinar la transformación del C y N de los digeridos en el suelo.
- Estudiar la valorización agronómica del digerido en cultivos típicos mediterráneos de cardo y maíz con la finalidad de cerrar el ciclo de nutrientes en un modelo de economía circular.
- Analizar los efectos del uso de digeridos sobre las propiedades del suelo.
- Determinar la capacidad de los digeridos para sustituir los fertilizantes inorgánicos en cultivos típicos mediterráneos.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. CARACTERIZACIÓN Y PROCEDENCIA DE LOS MATERIALES

3.1.1. Materiales digeridos

Los materiales digeridos utilizados en este trabajo provienen de los ensayos de simulación a escala piloto realizados en el Instituto de la Grasa (CSIC), asociados al proyecto CEOMED (<http://www.enicbcmed.eu/projects/ceomed>). Este proyecto contempla 3 configuraciones de reactores diseñadas para residuos orgánicos de frutas y verduras procedentes de mercados. La configuración se diseña en función de los residuos disponibles en 3 estaciones: otoño-invierno, primavera y verano. En este trabajo se han utilizado los digeridos generados con la configuración para los residuos de otoño-invierno (OI), compuestos por residuos de 7 frutas y 16 vegetales, cuyas proporciones se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14: Composición de sustratos otoño-invierno (OI).

FRUTAS		VERDURAS			
Tipo	%Composición	Tipo	%Composición	Tipo	%Composición
Manzana	5.0	Judía	2.5	Pepino	2.0
Pomelo	5.0	Brócoli	4.0	Berenjena	2.0
Limón	2.0	Hojas de repollo	4.0	Hinojo	6.0
Mandarina	6.0	Hojas de zanahoria	8.0	Hojas de cebolla	8.0
Naranja	12.0	Hojas de coliflor	5.0	Perejil	4.0
Pera	4.0	Apio	3.0	Pimienta	2.0
Granada	1.5	Cilantro	2.0	Patata	2.0
		Calabacín	3.0	Tomate	7.0

Los sustratos son adquiridos y tratados de forma individual, sometiéndolos a un tratamiento mecánico mediante trituradora. Se preparan dos tamaños de partículas, 4 mm y 10 mm utilizando dos trituradores diferentes (ver imágenes en Anexo 7.2.). Las piezas de frutas y verduras para el tamaño de partícula de 10 mm, se trocearon individualmente, se pesó su peso exacto y finalmente se mezclaron.

Los reactores anaerobios de trabajo son de tipo CSTR (reactor de tanque agitado continuo). Estos reactores trabajan en régimen semicontinuo, es decir, son alimentados con el sustrato una vez al día mientras están en continua agitación. Los reactores trabajan en condiciones mesofílicas, lo que se traduce en un rango de

temperaturas entre 35-37°C. Además, tienen un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 21 días y una velocidad de carga orgánica (OLR) de 1g de SV/L*día. El volumen total de los reactores es de 2L, con un volumen útil de 1,7L, ya que se deja un espaciado de cabeza libre para la producción de biogás y su posterior cuantificación.

Para iniciar estos ensayos es necesario el uso de un inóculo que proporcione una cantidad inicial de microorganismos capaces de iniciar el proceso de digestión anaerobia. En este caso, el inóculo utilizado lo proporcionó la EDAR Copero de Sevilla, siendo este el utilizado en la propia instalación para el tratamiento de las aguas residuales generadas en la ciudad.

Las muestras de los materiales digeridos para su caracterización se recogieron a los dos tamaños de partícula tras 22 y 84 días de funcionamiento de los reactores. La primera se tomó una vez se completó el primer ciclo de retención después de estar 21 días alimentando los reactores con el sustrato anteriormente descrito (M1 y M2; para los digeridos de 21 días a 4 y 10 mm, respectivamente). La segunda muestra se tomó tras completar 4 ciclos de retención (D1 y D2; para los digeridos de 84 días a 4 y 10 mm, respectivamente). Los digeridos brutos recibidos (D1 y D2, Figura 5) fueron almacenados en cámara frigorífica a 4°C para su posterior caracterización química previa al uso en cada experimento. Así mismo, se tomó una submuestra de cada uno que se procesó sin refrigeración para determinar la estabilidad biológica y la presencia de microorganismos patógenos.



Figura 5: Muestras materiales digeridos D1 y D2.

3.1.2. Suelos

Para la realización de este trabajo se utilizaron 3 tipos de suelos, escogidos en función de las características del propio suelo y de los experimentos que se pretendían realizar con cada uno de ellos. Por ello, para el experimento de incubación de C y N se utilizó un suelo agrícola de la zona de Cuellar (Segovia), con una textura arenosa. Para el ensayo agronómico en macetas, se escogieron 2 suelos agrícolas, cada uno de ellos con diferentes características físico-químicas. Por un lado, se tomó un suelo agrícola de una finca situada en La Pinilla (S1), pedanía de Cartagena (Murcia) con textura franca y, por otro lado, un suelo agrícola de una finca situada en La Alberca (S2, Murcia) con textura franco-arcillo-arenosa. Las principales características físico-químicas de los suelos utilizados se muestran en la Tabla 15.

Tabla 15: Características de los suelos para el experimento de incubación N y C y para el ensayo agronómico en macetas.

Parámetro	Segovia	S1	S2
pH	6,42	7,74	8,1
CE (dS/m)	0,130	0,283	0,854
MO (%)	0,57	1,32	4,92
COT (g/kg)	3,28	7,78	28,93
N-Total (g/kg)	0,32	1,19	1,30
C/N	10,43	6,53	22,29
CaCO ₃ (%)	1,93	59,93	50,59
CRH (%)	19	39	39
Textura	Arenosa	Franca	Franco arcillo arenosa
Arena-Limo-Arcilla (%)	98,1 - 1,7 - 1,7	39,4 - 38,4 - 22,2	19 - 50,5 - 30,5

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

3.2.1. Caracterización química y estabilidad de los materiales digeridos

Para caracterizar y evaluar la calidad de los digeridos, se realizaron diversos análisis químicos: pH, CE, contenido en carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), nitrógeno en forma amónica (N-NH_4^+), nitrógeno en forma de nitratos (N-NO_3^-), relación C/N, macronutrientes, micronutrientes y metales pesados.

Además, se evaluaron sus condiciones higiénicas determinando *Salmonella sp.* y *E.Coli*, la presencia de impurezas físicas (vidrios, metales, plásticos), así como su grado de estabilidad mediante el potencial de generación de biogás residual; todo ello sobre la muestra no refrigerada (Figura 6).



Figura 6: Ensayo potencial generación de biogás residual de los digeridos estudiados.

3.2.2. Ensayo de mineralización de C en suelo

Para estudiar la dinámica del C orgánico aportada por el digerido en el suelo, se realizó un ensayo de incubación durante 56 días en condiciones controladas de temperatura y humedad, siendo estas de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ y 70% de la Capacidad de Retención Hídrica (CRH) respectivamente. Para ello, se utilizó el suelo agrícola de Segovia (Tabla 15).

En botes herméticos de 500 mL de capacidad (Figura 7), se pesaron 40 g de suelo y se aplicaron 3 tratamientos: digerido 1 (D1 a 4 mm), digerido 2 (D2 a 10 mm) y control. A los botes de los tratamientos D1 y D2 se añadieron 1,6 mL del correspondiente digerido, lo que equivale a 96 m^3 por hectárea. Además, se completó con la cantidad necesaria de agua destilada que permite cubrir la CRH del suelo. Los botes “control” fueron tratados únicamente con agua destilada, mientras los botes “blanco” estaban vacíos. El CO_2 desprendido por la mineralización de la materia orgánica quedará retenido en la trampa de NaOH (10 ml, 0,1 M) dispuesta en un vial e introducida en el bote hermético. Los viales se reemplazaron los días 2, 4, 7, 14, 28, 42 y 56, evaluando el CO_2 desprendido mediante valoración del exceso de NaOH con HCl 0.1 M factorado en presencia de exceso de BaCl_2 . Los tratamientos se realizaron por triplicado y se compararon con el CO_2 desprendido por lo recipientes vacíos utilizados como blancos.

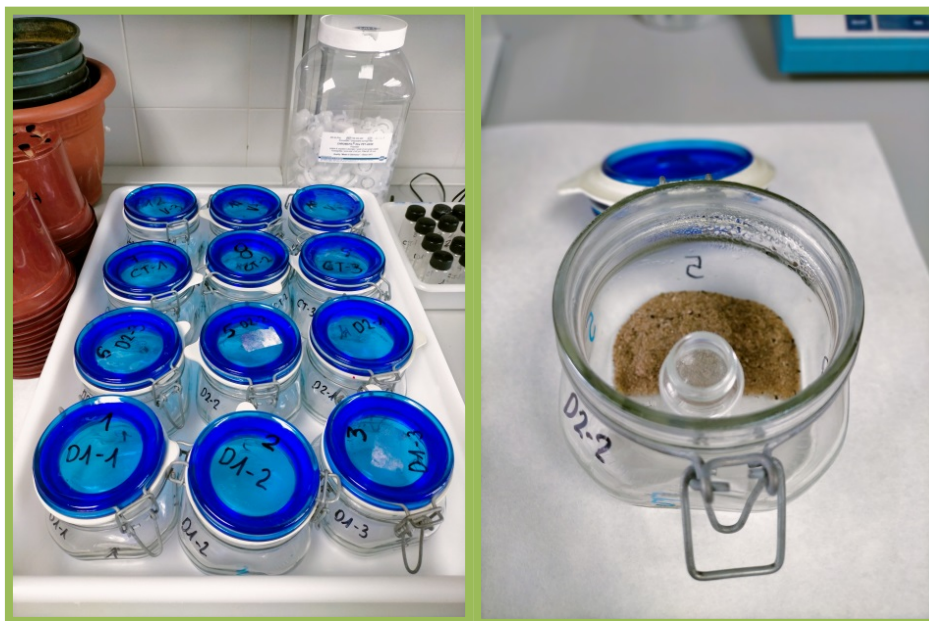


Figura 7: Botes herméticos para incubación y detalle del bote y vial.

3.2.3. Ensayo de mineralización de N en suelo

Para estudiar la mineralización del nitrógeno de los digeridos se realizaron dos ensayos de incubación durante 56 días en condiciones controladas de temperatura y humedad, siendo estas de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ y 70% de la Capacidad de Retención Hídrica (CRH) del suelo, respectivamente. En este caso también se utilizó el mismo suelo agrícola procedente de Segovia.

En tubos “falcon” se pesaron 5 g del suelo y se aplicaron 3 tipos de tratamiento: digerido 1 (D1 a 4 mm), digerido 2 (D2 a 10 mm) y control. La cantidad de digerido añadida a cada tubo fue de 0,2 mL, equivalente a la cantidad aplicada en el experimento de incubación de C, en el caso de la primera incubación y 0,8 mL en la segunda incubación, para simular una dosis elevada de digerido. Este aporte se complementó con agua destilada hasta alcanzar la CRH del suelo (70%). En el caso de los tratamientos control, solo contenían la cantidad de agua destilada para cubrir la CRH del suelo. Se determinó la evolución temporal del nitrógeno inorgánico en el suelo (N-NH_4^+ y N-NO_3^-), mediante muestreo destructivo los días 0, 2, 7, 14, 28, 42 y 56, realizando 3 duplicados por cada tratamiento. La concentración de N-NH_4^+ se determinó espectrofotométricamente en dos extracciones secuenciales con agua destilada y con KCl (2M) (Anexo I). La concentración de N-NO_3^- se realizó por determinación potenciométrica en extracto acuoso mediante electrodo selectivo (procedimiento en Anexo 7.1.).

3.2.4. Ensayo agronómico de los digeridos en macetas

Para este experimento se utilizaron 2 suelos agrícolas: La Pinilla (S1) y La Alberca (S2) y también se utilizaron 2 cultivos: maíz (*Zea mays* L.) variedad *Lleno de España* y cardo (*Cynara carduculus* L.) variedad *Rustler*. Los suelos se dispusieron en macetas de 12 cm de diámetro y 11 cm de altura, con 950 g de cada uno de los suelos utilizados y con un marco de siembra de 4 semillas por maceta (Figura 8).



Figura 8: Macetas antes de aplicación de tratamientos.

Los tratamientos aplicados para cada suelo fueron: control sin fertilización, fertilización inorgánica, digerido con tamaño de partícula 4mm (D1) y digerido con tamaño de partícula 10mm (D2). La aplicación de cada uno de los tratamientos se realizó como abonado de aporte 100% homogeneizando manualmente cada uno de ellos con el suelo de las macetas. Las dosis utilizadas fueron calculadas en base al contenido en N-total del digerido (Tabla 23) y según los requerimientos del cultivo al que se iba a aplicar (cardo y maíz). La fertilización en los tratamientos F, D1, D2 fue en todos los casos equivalente a 270, 75 y 340 kg ha⁻¹ de unidades fertilizantes N, P y K, respectivamente para cardo y 324, 120 y 240 kg ha⁻¹ de N, P y K, respectivamente para maíz, según recomendación del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (García-Serrano y col. 2010). También se tuvo en cuenta que no todo el nitrógeno aportado por los digeridos se encuentra disponible para las plantas inmediatamente tras su aplicación (fracción inorgánica), si no que la fracción orgánica de estos debe ser mineralizada.

En las macetas de los tratamientos de digerido se aplicó la cantidad de cada uno de ellos que cubría las necesidades del cultivo en cuanto al nitrógeno, siendo estas de 152,3 mL y 120,5 mL del D1 y D2 respectivamente para el cultivo de Cardo y de 183,1 mL para el D1 y 144,8 mL para el D2 para el cultivo del maíz.

La Tabla 16 muestran las cantidades aplicadas de cada nutriente para los tratamientos con digerido, así como la cantidad de cada nutriente que faltaría para completar las necesidades de los cultivos de cardo y maíz, respectivamente.

Tabla 16: Plan de fertilización de los cultivos: Aporte de los materiales digeridos y suplemento de fertilizante mineral para cada tratamiento consistente en K_2HPO_4 y K_2SO_4 (mg/maceta).

Cultivo	Nutriente	Necesidades (mg/maceta)	Aporte D1	Suplemento D1	Aporte D2	Suplemento D2
Cardo	N	234	234	-	234	-
	P	28,4	15,5	12,9	4,6	23,8
	K	244	48,7	195,3	35,6	208,4
Maíz	N	281	281	-	281	-
	P	45,4	18,7	26,7	14,8	30,6
	K	173	58,5	114,5	42,7	130,3

Con la finalidad de aportar todos los nutrientes en las cantidades necesarias para cada cultivo, se realizó un aporte de P y K inorgánico como muestra la Tabla 17.

Tabla 17: Aporte de P y K inorgánico al tratamiento con digeridos por cada cultivo (mg/maceta).

Cultivo	Nutriente	Fertilizante	Aportado a D1	Aportado a D2
Cardo	P	K_2HPO_4	73	134
	K	K_2SO_4	382	330
Maíz	P	K_2HPO_4	150	172
	K	K_2SO_4	105	118

De la misma manera, el tratamiento con fertilización inorgánica consistió en aplicar las cantidades indicadas en la Tabla 18 de NPK, KH_2PO_4 y K_2SO_4 que cubrían las necesidades del cultivo.

Tabla 18: Fertilización inorgánica aportada a cada cultivo (mg/maceta).

Fertilizante	Cardo	Maíz
NPK (15:15:15)	434	693
NH_4NO_3	965	1012
K_2SO_4	423	193

Se realizó un riego inicial que complementaba a cada uno de los tratamientos, calculado en base al 70 % de la CRH de cada suelo (259,3 ml para suelo S1 y S2). En el caso de los tratamientos con digeridos, al tratarse de materiales semilíquidos, la cantidad de agua de riego fue calculada como la diferencia entre el riego del control y el volumen de digerido aportado.

Una vez preparadas todas las macetas, estas fueron distribuidas en la cámara de cultivo (Figura 9 y 10), que permite controlar las condiciones ambientales tales como la temperatura, humedad y horas de luz. En este caso el programa utilizado en la cámara de cultivo establece dos periodos con condiciones diferenciadas: un primer periodo de 12h de luz simulando las condiciones de día con 25°C de temperatura y 60% de humedad, seguido de otro periodo de duración también 12h de oscuridad que en este caso simulan las condiciones de noche con 18°C de temperatura y 70% de humedad. La cámara lleva incorporado un ventilador trabajando al 50-60% que facilita el control de las condiciones antes mencionadas. Además, con la finalidad de mantener unas buenas condiciones de humedad del suelo durante el experimento y favorecer el crecimiento de los cultivos, se realizaron riegos 3 veces por semana.



Figura 9: Distribución de las macetas en la cámara de crecimiento controlado.

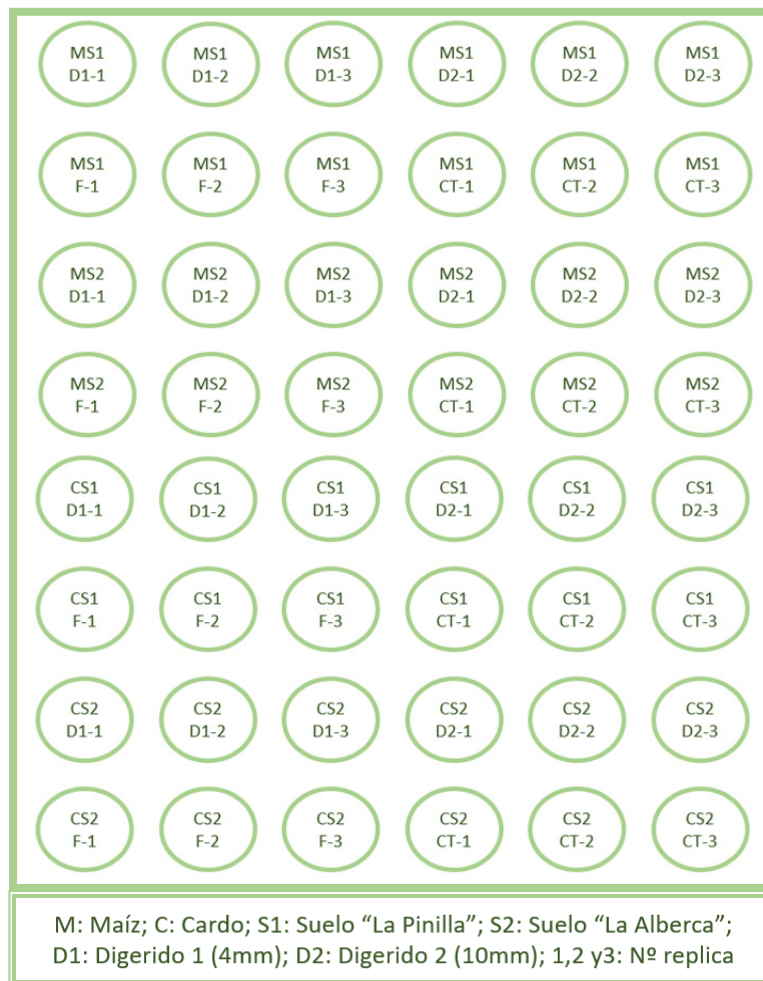


Figura 10: Distribución de las macetas según cultivo, suelo y replica.

La duración del cultivo fue de 58 días, una vez las plantas habían alcanzado un crecimiento adecuado. La parte aérea de las plantas se recogió y se determinó como parámetros de producción, el peso fresco y seco a 60 °C (48 h), además de la altura del maíz y el número de hojas del cardo. Las muestras de plantas una vez secas se molieron para su análisis. El suelo de cada maceta se dejó secar al aire y se tamizó a 2 mm para su posterior análisis (Figura 11).



Figura 11: Secado y tamizado de los suelos tras el ensayo en macetas.

3.3. PARÁMETROS CONTROLADOS

Durante el desarrollo del experimento se controló la humedad del suelo, inicialmente por pesada de las macetas y posteriormente aportando el agua de riego según las necesidades del cultivo.

En el suelo se realizaron las siguientes determinaciones utilizando los métodos analíticos descritos en el anexo I:

- Humedad
- pH
- Conductividad eléctrica (CE)
- Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Total (NT) y Materia Orgánica (MO).
- Nitrógeno en forma de nitratos (N-NO_3^-)
- Nitrógeno en forma de amónica (N-NH_4^+)
- Fósforo asimilable.
- Potasio asimilable.

Las plantas se analizaron según la metodología descrita en el Anexo I respecto a:

- Macronutrientes principales (N, P, K, Ca, Mg).
- Micronutrientes (Fe, Cu, Mn, Zn).
- Elementos potencialmente tóxicos (Na, Cd, Cr, Ni, Pb).
- También se estudió la producción vegetal mediante el control del peso fresco y seco de cada planta.

3.4. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

Para la realización de los análisis estadísticos de los ensayos realizados se ha utilizado el paquete estadístico IBM SPSS Statistics versión 26 (SPSS inc.) para Windows. Con este programa se realizaron análisis descriptivos de los parámetros analizados a fin de conocer su media, máximo, mínimo y desviación típica. Los datos fueron testeados para comprobar su normalidad usando el test Shapiro-Wilk. Además, se determinaron ANOVA de un factor y dos factores y las diferencias entre medias se determinaron mediante un análisis post-hoc usando el test Tukey con un nivel de significación $P < 0,05$.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DIGERIDOS Y SU CALIDAD

Las muestras de digerido procedentes de la digestión anaerobia de frutas y verduras en la configuración de otoño-invierno a los dos tamaños de partículas ensayados (4 mm y 10 mm) y a dos tiempos de trabajo, se caracterizaron, para establecer su valor fertilizante y su calidad. Las muestras M1 y M2 se recogieron tras un ciclo de retención, mientras las muestras D1 y D2 fueron recogidas tras 4 ciclos de retención.

Los resultados de la caracterización de la muestra M1 y M2 se muestran en la Tabla 19 y 20. Los valores obtenidos de pH en los dos tamaños de partícula (4 y 10 mm) fueron ligeramente alcalinos, similares en ambos casos y están en línea con los requeridos para la digestión anaerobia. Además, son valores similares a los obtenidos por Yagüe y col. (2020) en un ensayo de digestión anaerobia de residuos vegetales y de frutas. El contenido en sales evaluado mediante la conductividad eléctrica (CE) es similar a los valores registrados para los digeridos sólidos (Tabla 7). Los resultados de la materia seca son inferiores a los que se muestran en la Tabla 5, y la materia orgánica es baja cuando se expresa en materia fresca, pero el 60 % de la materia seca es materia orgánica, en línea con los resultados encontrados para otros digeridos (Barduca y col. 2020). La estabilidad biológica se ha determinado como potencial de producción de biogás. Los resultados indicaron una estabilidad inferior a los 250mL/g (0,25 L/g) de SV requeridos como criterio de estabilidad del digerido para ser un material componente de fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009) y de acuerdo con los criterios de *fin de residuo* (Saveyn y Eder, 2014). Este parámetro puede condicionar la aplicación de digerido al suelo y en caso de inestabilidad requeriría cierto post-tratamiento o almacenamiento antes de su uso. Además, el potencial residual de biometano fue muy bajo, lo que indica la escasa capacidad de producción de CH₄. El tamaño de las partículas del material para la digestión anaeróbica no cambió significativamente la composición del digerido, según ANOVA.

Tabla 19: Caracterización química del digerido (M1 y M2), a dos tamaños de partículas (media \pm desv. Estándar).

Tamaño partícula (mm)	pH	CE (dS/m)	MS (g/L)	MO (g/L)	Potencial Residual de Biometano (ml CH ₄ /g SV)	Potencial Residual de Biogás (ml/g SV)
4 (M1)	7,47 \pm 0,102	7,69 \pm 0,325	13,16 \pm 0,19	7,92 \pm 0,10	4,81 \pm 0,319	83,9 \pm 5,57
10 (M2)	7,53 \pm 0,177	6,64 \pm 0,192	12,68 \pm 0,92	7,92 \pm 0,89	4,42 \pm 0,553	76,4 \pm 10,30
ANOVA	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s.: no significativo.

Sólo las concentraciones de los macronutrientes K y Ca y del micronutriente Mn se vieron significativamente afectados por el tamaño de partículas de los residuos para la digestión anaeróbica (Tabla 20), siendo los valores más altos los registrados para el material de menor tamaño de partículas. Cuando se expresan en materia seca, los valores promedio de macronutrientes fueron (g/kg ms): P 20, K 12, Mg 4,8 y Ca 29-33. Esto significa que el valor fertilizante del digerido es de 4,5 % P₂O₅ y 1,47 % K₂O en materia seca (0,58 y 0,19 g/L de digerido fresco, respectivamente). Los valores son inferiores a los de otros digeridos (Tabla 5), principalmente a los de la digestión anaeróbica de estiércol animal.

Tabla 20: Concentraciones de micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos en el digerido (M1 y M2) a dos tamaños de partículas. Todos en mg/L (media \pm desv. Estándar).

Elemento	M1 (4 mm)	M2 (10 mm)	ANOVA
P	265 \pm 4,8	251 \pm 5,2	n.s.
K	169 \pm 4,2	143 \pm 4,3	*
S	79,8 \pm 0,4	70,8 \pm 3,5	n.s.
Mg	63 \pm 0,6	62 \pm 1,5	n.s.
Ca	260 \pm 1,9	226 \pm 6,2	**
Fe	305 \pm 7,6	290 \pm 6,0	n.s.
Cu	1,31 \pm 0,13	1,07 \pm 0,03	n.s.
Mn	4,95 \pm 0,07	4,22 \pm 0,11	**
Zn	2,92 \pm 0,01	2,77 \pm 0,08	n.s.
Na	125 \pm 12	116 \pm 14	n.s.
Al	37,1 \pm 0,6	34,7 \pm 0,8	n.s.
B	1,53 \pm 0,42	1,42 \pm 0,20	n.s.
Cr	0,53 \pm 0,003	0,51 \pm 0,010	n.s.
Ni	0,08 \pm 0,019	0,08 \pm 0,003	n.s.
Pb	0,18 \pm 0,012	0,17 \pm 0,003	n.s.

As, Cd, Co and Mo < 0.1 mg/L. * y **: significativo a P < 0,05 y 0,01, respectivamente.

Ambos tipos de digerido tenían bajas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (Tabla 20), y no hay diferencias significativas según el tamaño de las partículas. Sin embargo, los límites se establecen principalmente para las concentraciones en materia seca. Cuando se expresan en mg/kg de materia seca, los valores de metales pesados y arsénico están muy por debajo de los límites propuestos por los criterios de *fin de residuo* y los fertilizantes de la UE (fertilizante orgánico), siendo: As y Cd < 1, Cr (total) 40, Cu 92, Ni 6,3, Pb 13,8 y Zn 221, todos en mg/kg ms. No se encontraron impurezas visuales (plástico, vidrio, metales o piedras) en ninguna de las muestras de digerido recibidas.

Los resultados del análisis de las muestras recogidas tras 84 días (D1 y D2), correspondiente a la muestra tomada tras 4 periodos de retención en los digestores, figuran en las Tablas 21 y 22. En este caso, el tamaño de las partículas afectó a los valores de pH y CE del digerido y a la concentración de algunos elementos (Cu, Al y B) con diferencias significativas pero pequeñas, que no afectan a la calidad final del digerido.

Tabla 21: Caracterización química del digerido (D1 y D2) a dos tamaños de partículas (media \pm desv. Estándar).

Tamaño partícula (mm)	pH	CE (dS/m)	MS (g/L)	MO (g/L)	COT (g/L)	NT (g/L)
4 (D1)	7,46 \pm 0,021	14,3 \pm 0,226	17,55 \pm 0,02	10,28 \pm 0,22	3,23 \pm 0,76	1,23 \pm 0,11
10 (D2)	7,55 \pm 0,007	15,6 \pm 0,177	16,92 \pm 0,88	10,04 \pm 0,29	2,49 \pm 0,54	1,27 \pm 0,02
ANOVA	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

El principal factor afectado entre las muestras M1 y M2 con D1 y D2 relacionado con la calidad del digerido se debe al fuerte incremento en la CE, resultado del aumento de las concentraciones de ciertos elementos, principalmente K y Na. Aun así, estos valores son acordes a los reportados por otros investigadores en experimentos con digeridos de frutas y verduras (Yagüe y col. 2020). Esto implica una acumulación de sales en el reactor y por tanto en el digerido con el tiempo de trabajo. Desde el punto de vista agronómico, K es un nutriente esencial para las plantas, pero Na puede provocar efectos fitotóxicos (efecto osmótico y efecto tóxico) en las plantas. El aumento de las concentraciones de ambos elementos y de los valores CE implica

riesgo de toxicidad asociado a la salinidad, causando efectos tóxicos debido a Na, pero también condiciones de estrés hídrico (debido al estrés osmótico) en las plantas, así como problemas de salinización de los suelos, especialmente en climas áridos o semiáridos donde la escasez de lluvia impide o limita la lixiviación de las sales desde la capa arable del suelo a capas profundas.

Tabla 22: Concentraciones de nutrientes y elementos potencialmente tóxicos en el digerido (D1 y D2) a dos tamaños de partículas. Todos en mg/L (media \pm desv. Estándar).

Elemento	D1 (4 mm)	D2 (10 mm)	ANOVA
P	102 \pm 4,7	95 \pm 1,2	n.s.
K	319 \pm 9,1	307 \pm 10,3	n.s.
S	72,8 \pm 3,1	72,1 \pm 0,9	n.s.
Mg	34 \pm 0,7	35 \pm 0,5	n.s.
Ca	215 \pm 6,7	200 \pm 3,3	n.s.
Fe	134 \pm 5,9	133 \pm 0,1	n.s.
Cu	0,69 \pm 0,01	0,77 \pm 0,01	**
Mn	1,92 \pm 0,08	1,70 \pm 0,04	n.s.
Zn	2,0 \pm 0,02	2,0 \pm 0,08	n.s.
Na	881 \pm 24	958 \pm 46	n.s.
Al	26,6 \pm 1,4	38,3 \pm 2,4	*
B	3,53 \pm 0,04	4,42 \pm 0,08	**
Cr	0,09 \pm 0,007	0,68 \pm 0,001	n.s.
Ni	0,06 \pm 0,001	0,08 \pm 0,007	n.s.
Pb	0,21 \pm 0,021	0,23 \pm 0,014	n.s.

As, Cd, Co and Mo < 0.1 mg/L. * y **: significativo a $P < 0,05$ y $0,01$, respectivamente.

En cuanto a las concentraciones de nutrientes en el segundo muestreo (Tabla 22), solo P y Fe mostraron valores más bajos al comparar estos datos con el primer muestreo (M1 y M2), mientras que los elementos potencialmente tóxicos permanecieron en valores aceptables para la aplicación en el suelo, a excepción del Na como ya se ha comentado.














Sobre estas muestras también se realizó el análisis de microorganismos patógenos y contaminantes orgánicos (PAH₁₆), al ser otro de los parámetros que definen la calidad de los digeridos. Los resultados de los patógenos indicaron ausencia de *Salmonella sp.* en 25 g, de acuerdo con los criterios de calidad y condiciones higiénicas requeridos por la legislación vigente (Tabla 9). Sin embargo, los niveles de *Escherichia coli* fueron de 3,6x10⁴ y 7,8x10³ UFC/g de materia fresca en ambos digeridos de 4 mm y 10 mm, respectivamente. Estos valores son superiores al límite

establecido para los criterios de condiciones higiénicas (1000 UFC/g de materia fresca), lo que indica que los digeridos deben ser tratados para su desinfección antes del uso del suelo. Esto se puede hacer mediante un post-tratamiento por pasteurización, etapa termófila o compostaje. Otros autores han reportado inactivación de *E. coli* en procesos mesofílicos (37°C) de más de 40 días (Pandey y Soupir, 2011).

La concentración de contaminantes orgánicos (PAH₁₆) es de 0,01 mg/kg de materia fresca. Este valor, se encuentra muy por debajo del límite propuesto en Europa para este tipo de materiales (6 mg/kg, Tabla 9).

En base a los resultados expuestos, los criterios *fin de residuo* y la información básica necesaria para garantizar el cumplimiento de las condiciones de la DMR, se muestra en la Tabla 23 un resumen de las características que definen la calidad del digerido estudiado y que nos permite determinar el grado de cumplimiento de los criterios de calidad de dichos materiales.

Tabla 23: Resumen de características que definen la calidad de los digeridos.

Criterio	Parámetro	Límite UE	Digeridos	Cumple
Contenido en MO	MO	15% en peso de m.s.	59 - 61	
Estabilidad	Potencial residual de biogás	< 0,25 l/g de SV.	0,078 - 0,084 L/g SV	
Contenido en patógenos	<i>Salmonella sp.</i>	Ausencia en 25 g de m.f.	Ausencia	
	<i>E. Coli</i>	1000 UFC/g de m.f.	7,8x10 ³ - 3,6x10 ⁴ CFU/g m.f.	
Macroelementos extraños	Impurezas	0,5% en peso de m.s. para vidrio, metal y plástico	No detectado	
		> 2 mm, determinado por método de tamizado en seco		
Contenido de metales pesados y contaminantes orgánicos (mg/kg peso seco)	Cd	1.5	0,3 - 0,8	
	Cr	100	5 - 40	
	Cu	200	42 - 92	
	Hg	1	<0,1	
	Ni	50	4 - 6	
	Pb	120	13 - 14	
	Zn	600	117 - 221	
	PAH ₁₆	6	<0,01	
Parámetros declarados (g/kg m.s.)	pH	No se establecen límites, solo requiere declaración	7,5	
	CE (dS/m)		7,16-15	
	Nutrientes (NT, P ₂ O ₅ , K ₂ O, MgO, S)		N: 73; P ₂ O ₅ : 17-31, K ₂ O: 15-21, MgO: 4-8, S: 4.2-5.8	
	N-soluble (N-NH ₄ , N-NO ₃)		N-NH ₄ : 8,8-14,3 N-NO ₃ : 1,4-1,8	
	Micronutrientes		Ver Tabla 20b y 21b	
	NaCl soluble		9,3 - 53,4 g/L	
	Materia seca		13 - 17 g/L	

4.2. MINERALIZACIÓN DEL CARBONO

4.2.1. Velocidad de desprendimiento de CO₂

La incorporación al suelo de enmiendas orgánicas favorece los procesos biológicos que se llevan a cabo por los microorganismos del suelo. El aporte de una fuente de C-orgánico provoca tanto el desarrollo de los microorganismos como un aumento significativo de su actividad, debido a la existencia de una fuente de C-orgánico lábil para su degradación y como fuente de energía. Por ello, la velocidad de degradación del C orgánico, expresada como $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$, es un parámetro adecuado para medir la actividad biológica del suelo tras la adición de materiales orgánicos. Tras la adición del digerido al suelo, se produce una inmediata respuesta en la actividad microbiana y en la biomasa del suelo (Barduca y col., 2020). Este crecimiento microbiano lleva asociado un aumento en la degradación de la materia orgánica más lábil por oxidación microbiana de tales compuestos a CO₂, H₂O y sales inorgánicas. La dinámica de mineralización dependerá del grado de estabilidad de los materiales orgánicos incorporados al suelo, siendo la velocidad de degradación del carbono orgánico mediante el desprendimiento de CO₂, un parámetro adecuado para medir la actividad microbiana del suelo tras la adición de enmiendas (Bernal y col., 1998).

La adición de los digeridos estudiados al suelo provocó un rápido aumento en el desprendimiento de C-CO₂ durante los primeros días de incubación (Figura 12), relacionado con la presencia en el digerido de materia orgánica fácilmente asimilable por los microorganismos, así como a la presencia en el propio digerido de una población microbiana activa. Esta actividad se mantiene mientras existan compuestos fácilmente biodegradables, por lo que a medida que avanza el tiempo de incubación se observa una disminución de la actividad biológica como consecuencia del consumo y, por tanto, de la disminución de dicha fuente de C fácilmente disponible.

Se observó una intensa respiración en los suelos durante la primera semana, que alcanzó su máximo en el segundo día de incubación y donde los valores más altos fueron los registrados por los tratamientos con ambos digeridos. Dichos valores fueron

$47 \pm 0,1$ y $48,7 \pm 1,2$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹ para el suelo con D1 y D2 respectivamente, que casi duplicaron el desprendimiento del control con $23,8 \pm 1,32$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹. Estos resultados están relacionados con el aporte de carbono orgánico por parte de los materiales digeridos, que resulta ser fácilmente degradable por parte de los microorganismos en el suelo bajo condiciones aerobias.

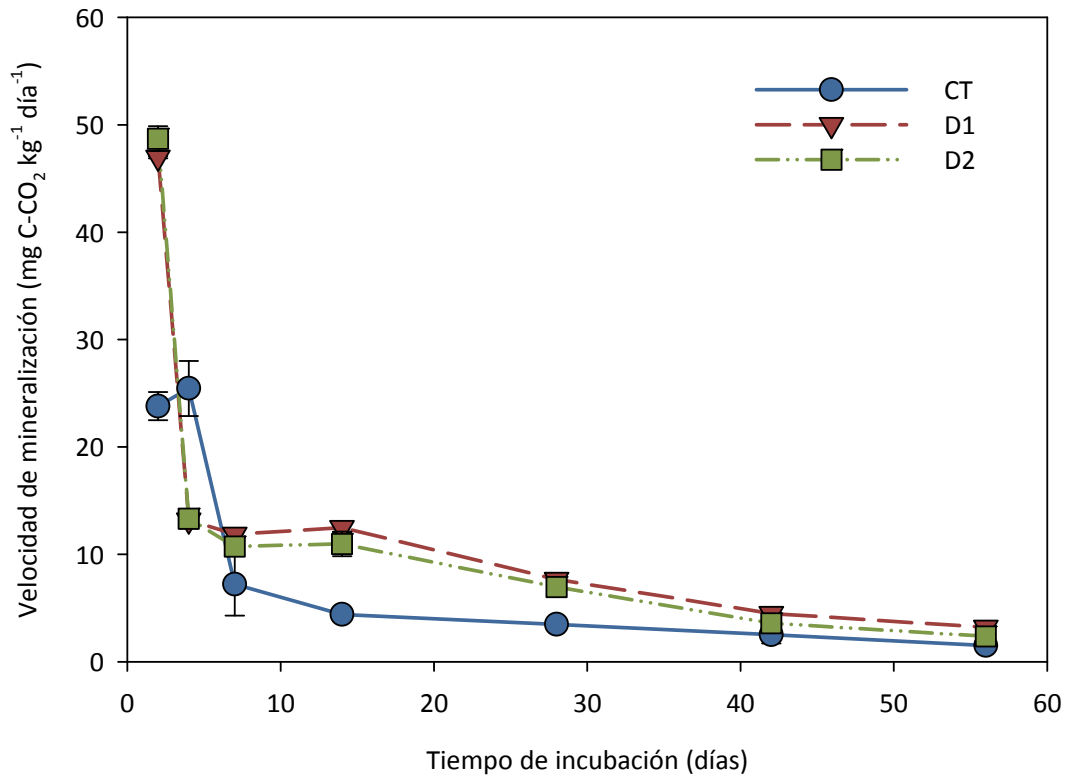


Figura 12: Velocidad de desprendimiento de CO₂ (mg C g⁻¹día⁻¹) en los suelos con los tratamientos con digeridos (D1 y D2) y suelo control (CT). Los símbolos representan valores experimentales (media ± desv. estándar, n=3).

Tras este periodo inicial de máxima producción de CO₂ se produce un descenso paulatino en todos los casos hasta alcanzar valores estables a partir de los 42 días de incubación, obteniendo valores similares para los dos digeridos estudiados y siendo próximos a los registrados por el suelo control no enmendado.

En general, los resultados obtenidos en este experimento fueron cuantitativamente inferiores a los obtenidos por otros investigadores en experimentos con diferentes digeridos obtenidos a partir de diversos materiales (estiércol, purín, etc.). Esta diferencia de resultados está asociada a la cantidad de materia orgánica presente en el propio digerido ($10,28 \pm 0,22$ y $10,04 \pm 0,29$ g L⁻¹ para D1 y D2

respectivamente), siendo en este caso bastante más baja que la registrada para los materiales estudiados por Albuquerque y col. (2012) en un estudio realizado con digeridos de diferentes materiales.

4.2.2. Mineralización de C y cinética de mineralización

La cantidad de CO₂ producida durante la incubación del suelo con los tratamientos con digerido indica el proceso de mineralización de la materia orgánica. Los valores acumulativos de mineralización de C mostraron diferencias significativas entre los tratamientos con digerido y el suelo control sin enmendar (Figura 13). Estas diferencias quedan reflejadas en los valores de C-CO₂ desprendido al final de la incubación de 56 días, alcanzando 256 mg C kg⁻¹ suelo en el control sin enmienda, aumentando hasta 413 y 459 mg C kg⁻¹ suelo en los tratamientos con D1 y D2 respectivamente, sin diferencias significativas entre ellos. De la Fuente y col. (2012) registraron valores de desprendimiento de C-CO₂ al final de un experimento de incubación de suelos enmendados con digerido de purín de cerdo claramente inferiores a los obtenidos en este caso.

En el suelo con ambos digeridos se observó un claro aumento en el desprendimiento de CO₂ a causa del rápido desarrollo de la actividad microbiana. Este aumento, está relacionado con la presencia de una fracción de materia orgánica fácilmente degradable en las muestras de digerido (Albuquerque y col., 2012b). A partir del segundo día de incubación, la cantidad de C-CO₂ generada por los suelos enmendados fue claramente superior al suelo control no enmendado, diferencia que se mantuvo durante el resto de tiempo del experimento (Figura 13).

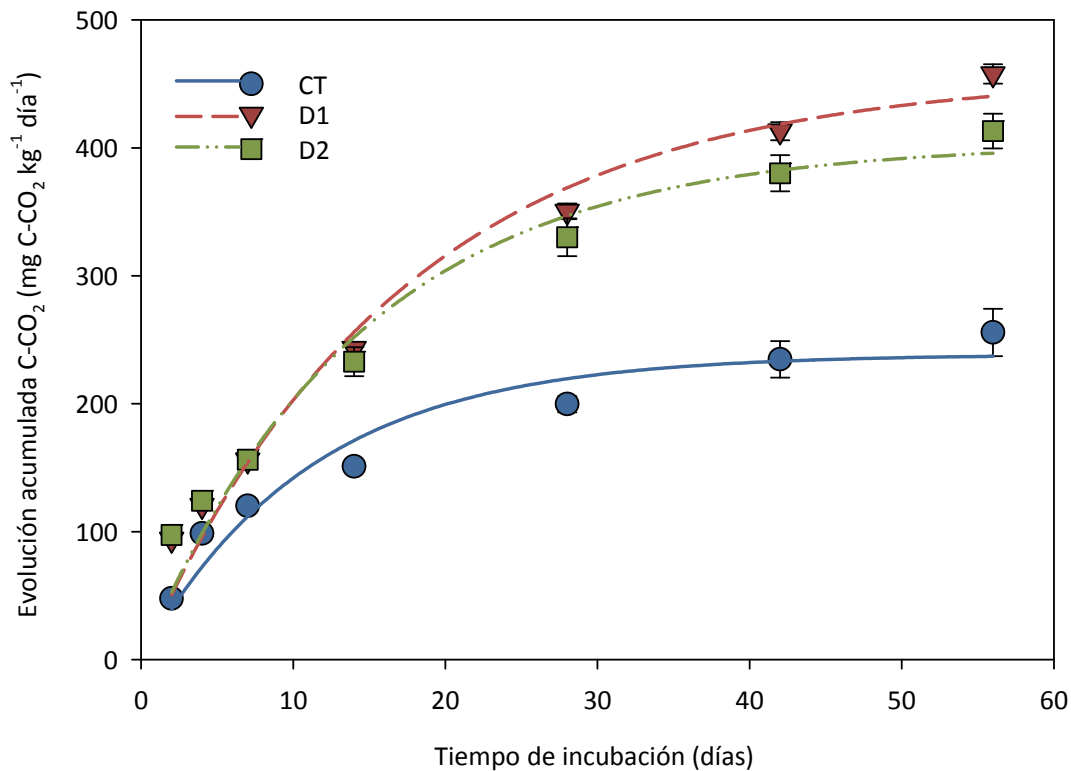


Figura 13: Evolución de la mineralización del C en el suelo (como valor acumulado de C-CO₂ desprendido) durante la incubación en los tratamientos con digerido (D1 y D2) y control (CT). Los símbolos representan valores experimentales (media ± desv. estándar, n=3) y las líneas corresponden con el ajuste al modelo cinético de primer orden.

Los resultados obtenidos en cuanto a la dinámica de mineralización del C se ajustaron a un modelo cinético de primer orden (Tabla 24), siendo este modelo aceptado para la modelización de los procesos de mineralización de la materia orgánica adicionada al suelo mediante el uso de diversas enmiendas orgánicas, incluido digeridos (Bernal y col. 1998). Este modelo considera que la velocidad de mineralización es proporcional a la cantidad de carbono potencialmente mineralizable, y se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$C_m = C_0 (1 - e^{-kt})$$

Dónde:

- C_m = es el carbono mineralizado (mg C/kg suelo) en el tiempo t.
- C_0 = es el carbono potencialmente mineralizable (mg C/kg suelo).
- k = es la constante de velocidad (días⁻¹).

- t = tiempo de incubación (días).

En todos los casos los ajustes obtenidos al modelo propuesto fueron estadísticamente significativos a elevado nivel de probabilidad ($P < 0,001$). Los modelos reflejan una intensa activación de los microorganismos favorecida por la adición de los digeridos que contienen una pequeña pero importante cantidad de C mineralizable. Esta actividad inicial se ve ralentizada una vez se consume la materia orgánica más lábil.

Tabla 24: Carbono mineralizado y parámetros del modelo cinético de primer orden del proceso de mineralización de C orgánico en el suelo. C_m : C mineralizado experimentalmente, C_0 : C potencialmente mineralizable, k : constante de velocidad de primer orden cinético; RMS: media de los residuales al cuadrado, F: factor F del ajuste.

Muestra	C_m (mg C-CO ₂ /kg suelo)	C_0 (mg C-CO ₂ /kg suelo)	k (día ⁻¹)	RMS	F
Control	255,8±18,5	238,7±14,6	0,09±0,02	396,3	131,2***
D1	458,0±7,6	457,8±27,7	0,06±0,01	667,2	188,4***
D2	413,2±13,6	404,2±23,9	0,07±0,02	720,9	81,8***
***: Significativo a $P < 0,001$					

Teniendo en cuenta la cantidad de carbono orgánico aportado al suelo mediante la adición del digerido (129,0 y 99,4 mg de C kg⁻¹ de suelo, para los D1 y D2 respectivamente), se calculó la mineralización del carbono orgánico como la diferencia entre la cantidad de C-CO₂ desprendida por el suelo tratado con cada digerido (D1 y D2) y la producida por el suelo control, sin tratamiento, y se expresaron los porcentajes como carbono añadido calculado mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Mineralización-C} = \left[\frac{((\text{C-CO}_2 \text{ tratamiento}) - (\text{C-CO}_2 \text{ suelo control}))}{(\text{C-orgánico aportado})} \right] \times 100$$

En este caso el porcentaje de C mineralizado respecto al C añadido mediante los digeridos supera el 100% en el día 56, último día de incubación. No se observaron diferencias entre los porcentajes de mineralización de C entre los dos digeridos estudiados. Este hecho nos indica que durante el tiempo incubación los microorganismos aumentan su metabolismo y comienzan a mineralizar el C aportado por el digerido. A medida que avanza la incubación y el C aportado por el digerido va

siendo consumido, los microorganismos necesitan otras fuentes de C que consumir y, por ello, comienzan a consumir el C presente en el propio suelo. Esto nos indica que el material adicionado no es del todo estable y, por lo tanto, al ser incorporado al suelo produce una reactivación de la actividad microbiana capaz de consumir el C aportado e incluso parte del intrínseco del propio suelo, causando el denominado “priming effect”. Este efecto se observa con frecuencia en suelos enmendados con materiales orgánicos muy lábiles y digeridos escasamente estabilizados (Alburquerque y col., 2012a). De hecho, la producción de C-CO₂ en suelo enmendado con materiales digeridos está directamente relacionada con los parámetros que definen la estabilidad biológica del digerido, tales como la demanda biológica de oxígeno (BOD), C orgánico disuelto (COD) y la relación COD/Nt (Alburquerque y col., 2012a, b). Bernal y Kirchmann (1992) encontraron que la adición al suelo de estiércol de cerdo tratado anaeróbicamente llevo a un 105% de C-mineralizado después de 70 días de incubación, lo que relacionaron con la presencia de una elevada cantidad de MO fácilmente degradable. Aun así, esta dinámica de mineralización no supondría un problema para la aplicación agronómica de los digeridos puesto que el C del suelo es fácilmente repuesto por los restos de los propios cultivos. Sin embargo, puede influir en la dinámica de transformación del N en el suelo, que afectaría a la disponibilidad de nutrientes para los cultivos (Alburquerque y col., 2012a). Aun así, es un parámetro que se debe de controlar en estrategias de conservación del suelo, ya que la conservación del carbono orgánico o materia orgánica en el suelo es indispensable para garantizar una buena calidad y fertilidad del suelo.

Se ha estimado el C-orgánico mineralizado de la materia orgánica del propio suelo, a partir de los resultados obtenidos del desprendimiento de CO₂. Este fue calculado como la diferencia entre la cantidad de C-CO₂ desprendido por el suelo tratado con los digeridos, menos la cantidad de C-orgánico añadido con el digerido y considerando la cantidad desprendida por el suelo control, no enmendado. Así pues, al final del experimento el COT mineralizado del propio suelo puede llegar a suponer el 2% del COT del suelo.

4.3. DINÁMICA DEL NITRÓGENO

Como ya se ha comentado, los materiales digeridos pueden presentar buenas características para ser utilizados en suelos agrícolas para el suministro de nutrientes para los cultivos, debido al alto contenido en nitrógeno inorgánico soluble (Grillo y col. 2021).

Para garantizar una gestión adecuada de este tipo de materiales en agricultura, es importante conocer su impacto sobre el ciclo de nutrientes, siendo especialmente importante la dinámica del nitrógeno en el suelo, debido a que este nutriente tiene un impacto directo tanto sobre los cultivos, como el riesgo de impacto ambiental que puede suponer sobre el medioambiente si su gestión no es la adecuada. El aporte al suelo de nitrógeno en formas disponibles para los cultivos por parte de las enmiendas orgánicas depende de la proporción de nitrógeno tanto en forma inorgánica como orgánica presente en la enmienda a aplicar y de los procesos de mineralización-inmovilización que suceden en el suelo (Tabla 23). La fracción del N amoniacal es fácilmente disponible para los microorganismos, los cuales pueden incorporarlo directamente como fuente de nitrógeno (inmovilización microbiana) u oxidarlo hasta nitrato (nitrificación) (De la Fuente, 2012). En ambos procesos (nitrificación e inmovilización) se produce una disminución del amonio presente, pero durante la nitrificación sucede un incremento paralelo de la cantidad de nitratos.

En este caso, se han realizado dos incubaciones en paralelo (IN1 e IN2) de 56 días cada una de ellas, donde la diferencia radica en la cantidad de digerido adicionada al suelo. La primera incubación se realizó a la misma dosis de digerido que la usada en el experimento anterior de mineralización de C y es reflejo del aporte de material realizado en experimentos de otros investigadores con materiales similares (Alburquerque y col., 2012; De la Fuente y col. 2012). En la segunda incubación se aumentó la cantidad de digerido con la finalidad de comprobar si la cantidad de enmienda aplicada tiene efectos sobre la dinámica del nitrógeno en el suelo. En ambas incubaciones se evaluó el efecto de la adición de la enmienda al suelo sobre la dinámica del nitrógeno en forma amónica (N-NH_4^+) y en forma de nitratos (N-NO_3^-) como indicativos de los procesos de mineralización, nitrificación e inmovilización

microbiana. (Figuras 14 y 15). La dinámica de las formas inorgánicas de nitrógeno tras la adición de los dos digeridos estudiados al suelo, fue relativamente distinta en las dos incubaciones.

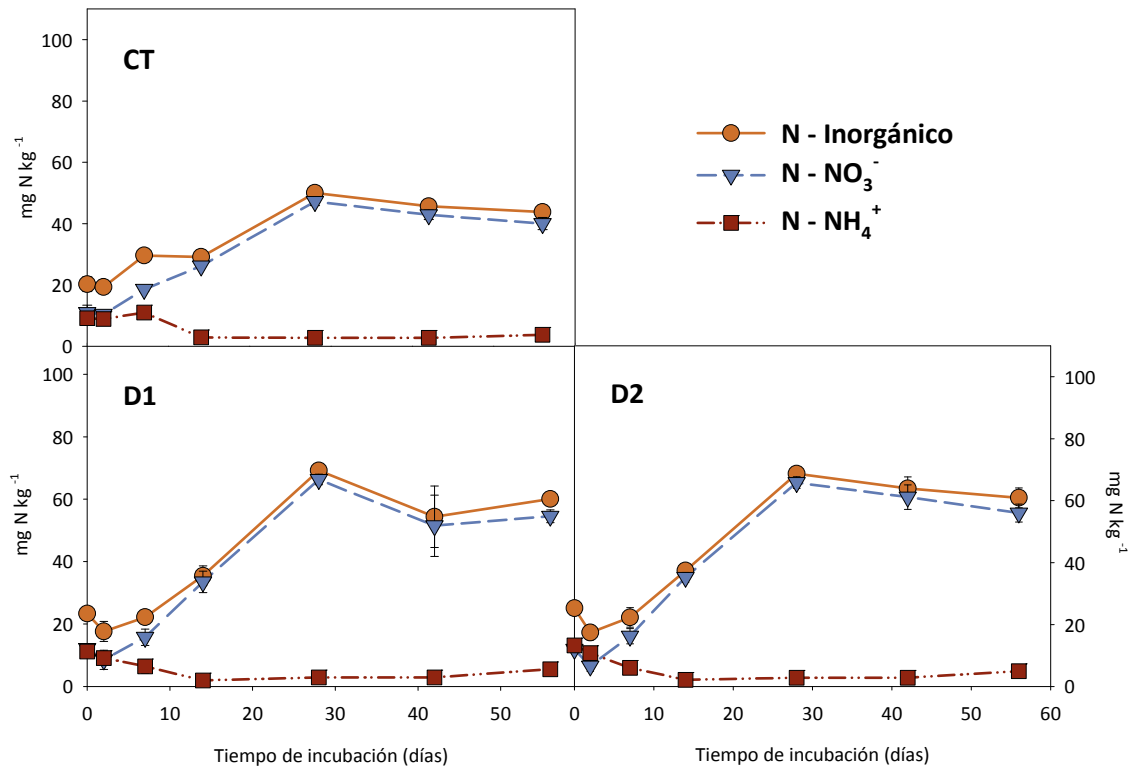


Figura 14: Evolución de las formas inorgánicas de nitrógeno ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e inorgánica = amoniac + nítrica) en la primera incubación (IN1) de suelo con digeridos D1 y D2 (valor medio \pm desv. Estándar, $n=3$)

En la primera incubación (IN1) observamos una dinámica bastante homogénea, donde inicialmente no se observa predominio de ninguna de las formas del nitrógeno. Una vez iniciada la incubación, se observa un descenso tenue de la concentración de amonio durante las primeras dos semanas, alcanzando tanto en el tratamiento con digerido como en el control, concentraciones bajas y que permanecen prácticamente estables durante el resto del tiempo de incubación. Este descenso en la concentración de amonio, está acompañado simultáneamente por el incremento de la concentración de la forma nítrica ($N-NO_3^-$) prácticamente desde el segundo día de incubación. En el caso del suelo tratado con el digerido 1 (D1), observamos como a partir del segundo día de incubación se comienza a formar $N-NO_3^-$ hasta el día 28, donde alcanza su mayor concentración ($66,34 \pm 1,6$ mg $N-NO_3^-$ kg⁻¹ de suelo) y punto a partir del cual la

concentración sufre un ligero descenso para terminar el día 56 con una concentración de $54,5 \pm 2,05 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de suelo. En cuanto al suelo enmendado con el digerido 2 (D2), observamos el paulatino descenso de la concentración de N-NH_4^+ y cómo la concentración de N-NO_3^- aumenta de manera exponencial. Se produce un ligero descenso en la concentración de N-inorgánico durante los 2 primeros días, lo que puede estar ocasionado por una leve inmovilización microbiana de N a causa del desarrollo de la población microbiana, como se observó en el experimento anterior, con una rápida mineralización del C orgánico, que actúa como fuente de C y energía para el desarrollo microbiano. A partir del día 2 y hasta el día 28, la concentración de N-NO_3^- aumenta hasta alcanzar su máxima concentración ($65,87 \pm 1,9 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de suelo), cuyo valor permanece prácticamente estable hasta el final del experimento. Ello demuestra la rápida ocurrencia del proceso de nitrificación, y los bajos valores de N-NH_4^+ indican que el proceso de mineralización (transformación de N-orgánico en N-inorgánico) está controlado por la etapa de amonificación (transformación de N-orgánico a N-NH_4^+). Transcurrido el periodo de incubación (56 días) las concentraciones finales de N-NO_3^- alcanzadas por los tratamientos de la primera incubación fueron de $54,5 \pm 2,05$ y $55,9 \pm 2,8 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de suelo, para los D1 y D2 respectivamente, valores cuantitativamente superiores a los alcanzados por el suelo control ($40,04 \pm 1,9 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de suelo). Tras 56 días de incubación el N-inorgánico aumentó de $43,8 \pm 2,0 \text{ mg N-inorgánico kg}^{-1}$ de suelo en el suelo sin enmendar a $60,01 \pm 1,3 \text{ mg N-inorgánico kg}^{-1}$ en el suelo con D1 y $60,9 \pm 3,2 \text{ mg N-inorgánico kg}^{-1}$ en el suelo con D2.

A partir de estos valores obtenidos, se ha calculado el porcentaje del nitrógeno, añadido al suelo mediante la adición del digerido, que se transforma en formas inorgánicas de nitrógeno ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) y, por tanto, que estará disponible para los cultivos mediante la siguiente fórmula:

$$\% \text{N}_{\text{inorgánico}} = 100 \times [(\text{N-inorgánico}_{\text{Tratamiento}} - \text{N-inorgánico}_{\text{Control}}) / \text{N}_{\text{total añadido}}]$$

Los valores obtenidos para el D1 son 38,9 y 32,9% para los días 28 y 56 respectivamente, siendo estos valores similares a los obtenidos para el D2 con 35,5 y 32,5%, para los mismos días. Este porcentaje permite conocer la cantidad de nitrógeno

aportada por medio de una enmienda orgánica al suelo que estará en forma asimilable por los cultivos en un determinado periodo de tiempo.

Así mismo, se ha calculado el porcentaje de nitrógeno mineralizado respecto al nitrógeno añadido al suelo mediante la enmienda, utilizando la siguiente fórmula:

$$\%N_{\text{mineralizado}} = 100 \times [((N\text{-inorg}_{\text{final}} - N\text{-inorg}_{\text{inicial}})_{\text{tratamiento}} - (N\text{-inorg}_{\text{final}} - N\text{-inorg}_{\text{inicial}})_{\text{Control}}) / N_{\text{total añadido}}]$$

En este caso los valores obtenidos también fueron muy similares para los dos materiales estudiados, siendo 26,6% para el D1 y 23,1% para el D2. Este porcentaje nos permite conocer la cantidad del nitrógeno aportado al suelo mediante la enmienda que se mineraliza en un determinado periodo de tiempo. Albuquerque y col. (2012a) y De la Fuente y col. (2013) encontraron valores negativos en la mineralización neta de N de digeridos en el suelo, que indica un predominio de la inmovilización de N-inorgánico frente a la mineralización de N orgánico del digerido observado en el presente experimento. Hay que tener en cuenta que en los anteriores estudios los digeridos provenían de la co-digestión de purines de animales con diferentes co-sustratos, con elevados contenidos de $N\text{-NH}_4^+$ (0,89-3,46 g/L) frente a los mostrados por los digeridos del presente experimento derivados de frutas y verduras (<0,25 g/L), y que además mostraron gran inestabilidad biológica. Por todo ello, los digeridos de purines causaron inmovilización neta de N, mientras que en el presente caso se produjo mineralización de parte del N-orgánico en el suelo.

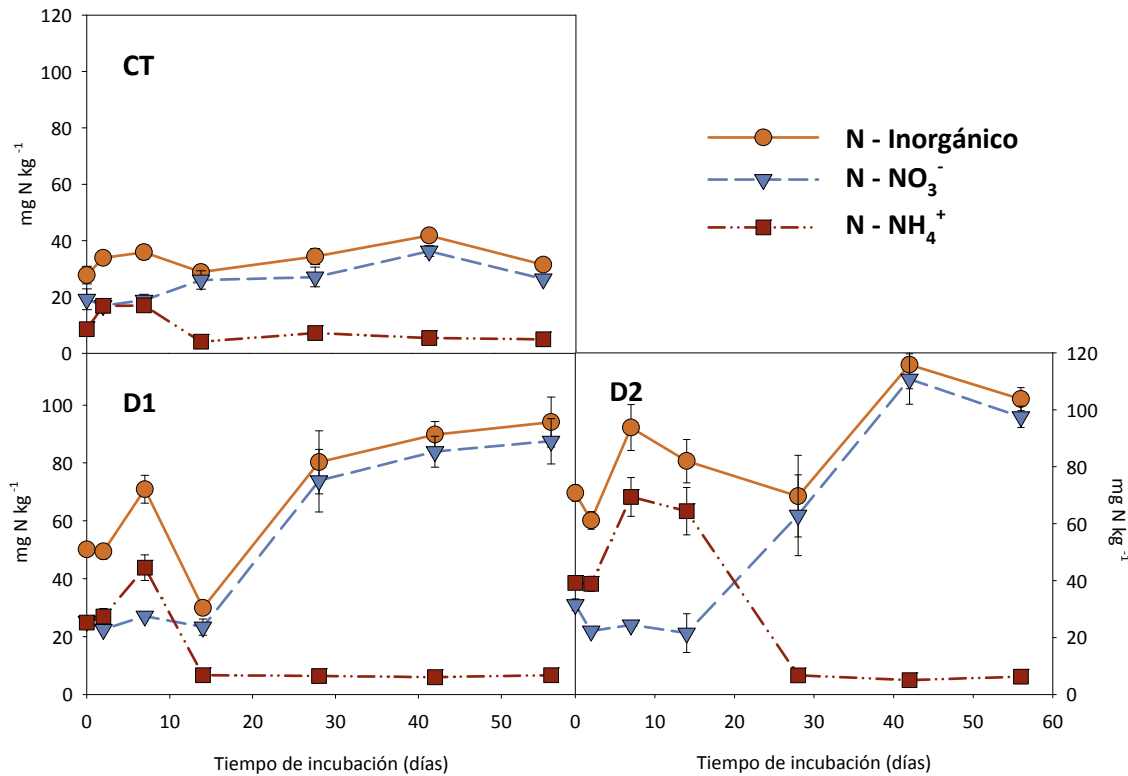


Figura 15: Evolución de las formas inorgánicas de nitrógeno ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e inorgánica = amónica + nítrica) en la segunda incubación (IN2) de suelo con digeridos (valor medio \pm desv. Estándar, $n=3$)

Para realizar la segunda incubación (IN2), se adicionó al suelo mayor cantidad de digerido que en la primera (4 veces), con la finalidad de estudiar si la cantidad de enmienda afecta a la dinámica de mineralización del nitrógeno. En este caso, se observa una dinámica más heterogénea comparada con la primera incubación, con predominio inicial de las formas amónicas, más acusado en el D2 que en el D1. Una vez iniciada la incubación, observamos un aumento en la concentración de $N-NH_4^+$, asociado a un proceso de amonificación que se produce al incorporar el digerido al suelo. Este fenómeno hace que la concentración de $N-NH_4^+$ aumente durante los primeros 7 días de incubación, momento a partir del cual la concentración de $N-NH_4^+$ comienza a disminuir. Sin embargo, en este caso la disminución no va acompañada de manera simultánea de un aumento de la concentración de $N-NO_3^-$, sino que observamos un fenómeno de nitrificación retrasada, ya que durante los primeros días ésta puede estar inhibida debido a la alta concentración de $N-NH_4^+$ registrada. Esta alta concentración de $N-NH_4^+$ produce un retraso en el desarrollo de las poblaciones microbianas encargadas de la nitrificación y, por lo tanto, es necesario más tiempo que

permita la proliferación de tales microorganismos y con ellos, el comienzo del proceso de nitrificación. Además, la forma amoniacal es la que preferiblemente puede estar sujeta a procesos de inmovilización microbiana, que pudieron surgir con mayor intensidad en este estudio debido al mayor aporte de digerido. Por tanto ese aporte elevado de materia orgánica lábil será fuente energética para los microorganismos para su crecimiento y desarrollo, utilizando parte del N-NH_4^+ para la síntesis de tejido microbiano. Este periodo de inmovilización microbiana seguido de un aumento del N-inorgánico, son síntomas de re-mineralización de la fracción inmovilizada y por tanto nitrificación, tal y como fueron observados por Albuquerque y col. (2012) en experimentos similares con digeridos procedentes de purines. Bertrand y col. (2007), también observaron ausencia de nitrificación durante los primeros 35 días de incubación aeróbica, tanto en suelos ácidos como básicos enmendados con residuos de semilla de colza y consideraron que durante esa etapa se produjo una importante inmovilización biológica del amonio. Tras este periodo de mineralización, comenzó a observarse nitrificación a partir del día 14, cuando la concentración de N-NO_3^- aumenta hasta prácticamente el final del experimento. En este caso, observamos cómo no se trata de un proceso simultáneo en el que mientras la concentración de N-NH_4^+ disminuye podemos observar un aumento simultáneo en la concentración de N-NO_3^- , como se daba en la evolución de IN1, si no que observamos un retraso en la formación de N-NO_3^- , que podría deberse por un lado a un posible efecto inhibitorio causado por la alta concentración de N-NH_4^+ y por otro a la inmovilización microbiana.

Al igual que en el caso de la primera incubación, también se ha calculado el porcentaje de nitrógeno añadido transformado a formas inorgánicas, siendo en D1 de 23,3 y 31,7% para los días 28 y 56 respectivamente. En cambio, el D2 mostró valor más bajo para el día 28, con tan solo un 16,7% del nitrógeno añadido transformado a formas inorgánicas, mientras que el valor para el día 56 fue 34,4%, mínimamente superior al obtenido para el D1.

Por otro lado, el cálculo del porcentaje de nitrógeno mineralizado respecto al nitrógeno añadido mediante la enmienda, en este caso mostró valores diferentes y bastante más bajos que los obtenidos en la primera incubación, siendo estos de 20,5% para el D1 y de 13,9% para el D2. Esta diferencia puede deberse a los fenómenos

asociados a una cierta inmovilización microbiana como la nitrificación retrasada observada en este caso.

Por tanto, a la hora de realizar una propuesta de fertilización con estos materiales, se debe tener en cuenta que se puede producir un efecto inhibitorio de la nitrificación como a fenómenos de inmovilización de N asociado a altas concentraciones de N-NH_4^+ en el material digerido utilizado a elevada proporción. Por lo que, con la finalidad de evitar efectos negativos en las necesidades nutricionales de los cultivos, así como aquellos que se puedan causar al medioambiente, se deben ajustar al máximo las cantidades a aplicar y se recomienda estudiar las diferentes posibilidades de gestión con el fin de escoger la que, finalmente, menos impacto genere sobre el medio. Además de adecuar la tasa de aplicación del digerido a las necesidades de N del cultivo, debe también aplicarse en el momento en que surge la demanda de N por parte de la planta (Makádi y col. 2012).

4.4. CULTIVO DE CARDO

Los resultados productivos obtenidos tras aplicar al suelo los diferentes tratamientos estudiados en el cultivo del cardo, mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos del experimento en el suelo 1 (S1). En cambio, en el suelo 2 (S2) las diferencias registradas no fueron estadísticamente significativas.

Los resultados en cuanto a la producción del cultivo de cardo, peso fresco y peso seco (en g maceta⁻¹), de su parte aérea se muestran en la Figura 17. En el caso del suelo 1 (S1, La Pinilla) se observa una mayor producción de material vegetal en el digerido 2 (D2), tanto en peso fresco como en peso seco, obteniéndose una media por maceta de $11,1 \pm 2,5$ g para el peso fresco y de $0,88 \pm 0,21$ g para el peso seco, superando cuantitativamente los resultados medios obtenidos para los controles, siendo estos de $6,1 \pm 0,7$ y $0,45 \pm 0,08$ g de peso fresco y seco respectivamente. En el caso del suelo 2 (S2, La Alberca), la mayor producción es la obtenida por el tratamiento control (sin enmienda) con un peso fresco medio de $8,47 \pm 1,9$ g maceta⁻¹, seguida del D2 ($7,29 \pm 1,4$ g maceta⁻¹), D1 ($6,83 \pm 5,5$ g maceta⁻¹) y F ($6,43 \pm 0,9$ g maceta⁻¹). Como se ha comentado, las diferencias encontradas en este caso solo fueron estadísticamente significativas para el experimento realizado en el suelo 1.

Además, cuando se estudió la incidencia de la relación entre el tratamiento y el suelo en el cultivo del cardo mediante la ANOVA de dos vías, no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas.

Se evaluó el rendimiento de las plantas mediante el número de hojas por planta. Se determinó el estado fenológico de las plantas en el momento de la recolección utilizando la escala BBCH, que se basa en una codificación uniforme de identificación fenológica de los estadios de crecimiento de todas las plantas mono y dicotiledóneas. En el caso del cardo, puesto que no existe escala específica para esta especie, se ha utilizado la escala general, obteniendo como resultado 1-15/16, que representa el estadio donde existe un desarrollo de hojas a partir del tallo principal, estando comprendido el número de hojas desarrolladas entre 5-6 por cada planta (Figura 16).



Figura 16: Macetas del experimento de cardo. Las imágenes de izquierda a derecha y de arriba abajo corresponden a los tratamientos D1, D2, CT y F, tomadas durante el experimento.

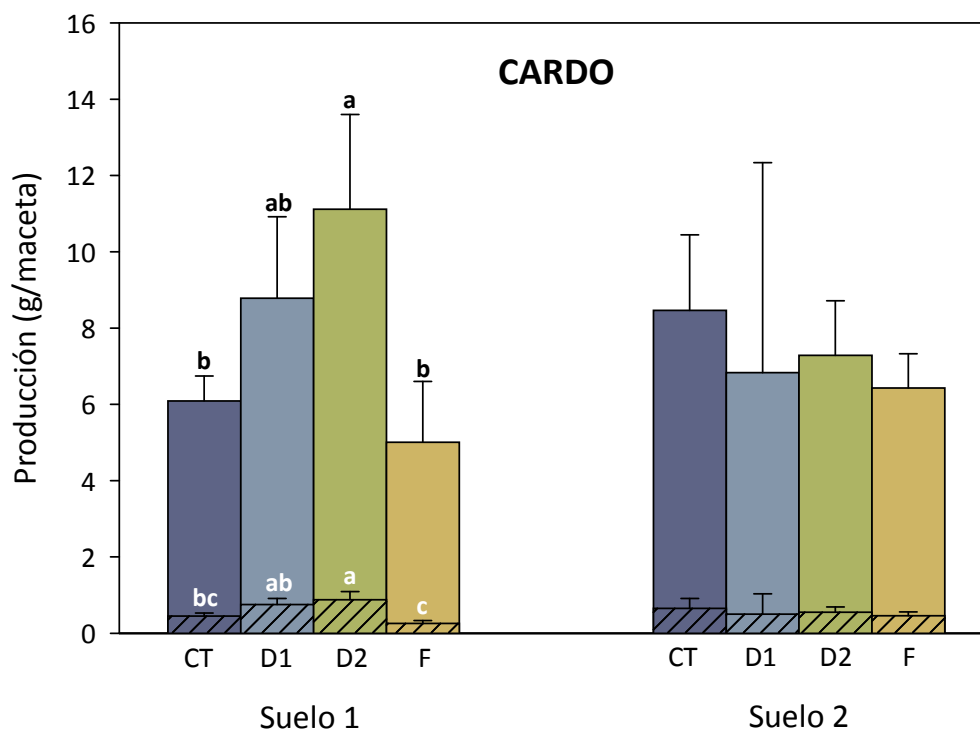


Figura 17: Producción del cardo en los suelos (S1 y S2) y los tratamientos con digeridos (D1 y D2), fertilizante (F) y control (CT). Las barras lisas representan el peso fresco y las barras rayadas el peso seco (valor medio \pm desv. Estándar, $n=3$). Barras marcadas con la misma letra no difieren significativamente según el test de Tukey a $P<0,05$.

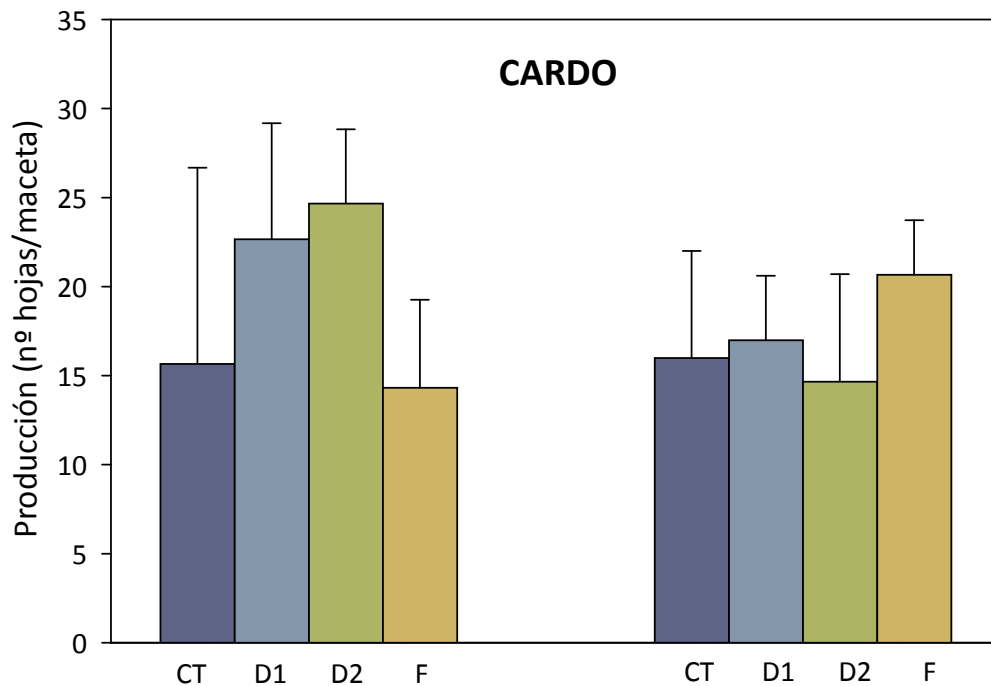


Figura 18: Producción de cardo expresada como nº de hojas maceta⁻¹ los suelos estudiados (S1 y S2) y los tratamientos con digeridos (D1 y D2), fertilizante (F) y control (CT) (valor medio ± desv. Estándar, n=3).

La producción de hojas en el cultivo de cardo fue similar en todos los tratamientos y suelos estudiados (Figura 18) y no se encontraron diferencias estadísticamente significativas. Aun así, el cultivo con más producción de hojas se encontró en S1 con el tratamiento D2 donde se obtuvieron 24,7±4,2 hojas maceta⁻¹, seguido de los tratamientos D1 (22,7 ± 6,5 hojas maceta⁻¹), C (15,7 ± 11,1 hojas maceta⁻¹) y F (14,3 ± 4,9 hojas maceta⁻¹). En cuanto a la producción de hojas del S2, el tratamiento con fertilizante fue el que obtuvo mejores resultados, con una producción de 20,7 ± 3,1 hojas maceta⁻¹, seguido de las tratamientos con D1, C y D2 (17 ± 3,6, 16 ± 6 y 14,7 ± 6,1 hojas maceta⁻¹, respectivamente).

Los resultados obtenidos en cuanto a la producción de biomasa del cultivo de cardo son acordes a los encontrados por Albuquerque y col. (2012c) donde la adición del digerido al suelo provocó un efecto positivo en el desarrollo del cultivo veraniego de sandía comparado con el fertilizante y control, lo que los llevó a recomendar el uso del digerido como fertilizante basal. Sin embargo, en este mismo estudio encontraron

menores diferencias en la producción del cultivo de invierno de coliflor al comparar el efecto del digerido frente al fertilizante inorgánico.

Así mismo, la DA para la producción de biogás conduce a varias alteraciones en la composición de los digeridos resultantes en comparación con las materias primas originales y estos cambios son relevantes para la disponibilidad para las plantas de micro y macro nutrientes tras su aplicación en campo (Möller y Müller, 2012). Por esta razón, resulta interesante estudiar la composición nutricional de las plantas y observar los posibles cambios que produce en su nutrición la aplicación de los digeridos.

Las Tablas 25 y 26 muestran los resultados obtenidos tras los análisis de las plantas, en cuanto a su contenido en macronutrientes, micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos, respectivamente.

Tabla 25: Concentración de macronutrientes en las plantas de cardo en los diferentes suelos y tratamientos.

Nombre	N (g/kg)	P (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Na (g/kg)
Suelo 1 "La Pinilla"						
Control	50,05±1,65ab	1,79±0,29ab	53,6±1,2ab	21,7±3,7ab	5,46±,79ab	8,12±1,04a
D1	38,16±2,99c	1,53±0,24b	46,8±3,9b	17,3±1,1b	4,13±0,44b	16,71±1,82b
D2	40,06±7,34bc	1,56±0,12b	55,2±4,1ab	18,2±1,1ab	4,80±0,37b	15,49±0,08ab
Fertilizante	57,80±1,65a	2,25±0,30a	64,0±9,4a	35,5±2,3a	6,40±0,58a	6,76±0,12ab
ANOVA	**	*	*	*	**	*
Suelo 2 "La Alberca"						
Control	45,30±6,71	1,32±0,24	43,5±2,8	29,4±2,5a	6,36±1,04a	6,57±0,33b
D1	49,60±14,07	1,61±0,45	49,5±3,8	20,7±5,8ab	5,40±0,38ab	17,36±1,61a
D2	39,10±5,55	1,48±0,17	47,9±1,6	17,9±2,2b	4,46±0,41b	15,20±2,87a
Fertilizante	47,88±7,17	1,94±0,53	43,1±4,4	28,9±2,5a	6,84±0,63a	9,16±1,96b
ANOVA	n.s.	n.s.	n.s.	**	*	***
ANOVA 2 factores						
Tratamiento	*	*	n.s.	***	***	*
Suelo	n.s.	n.s.	***	n.s.	*	**
T x S	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.
Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.						

Tabla 26: Concentración de micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos presentes en las plantas de cardo para los diferentes suelos y tratamientos.

Nombre	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)	B (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cd(mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Suelo 1 "La Pinilla"									
Control	152±12,8	9,1±1,5	73,2±5,8ab	28,6±7,9	58,4±10,0	2,53±1,32	0,14±0,04a	2,14±0,46a	2,27±0,41
D1	128±6,2	8,1±1,5	64,4±1,2b	25,7±2,9	45,7±5,9	1,73±0,80	0,08±0,01b	1,94±0,44a	1,54±0,25
D2	139±17,8	7,7±0,6	68,9±3,2b	24,6±2,4	48,3±5,3	1,68±0,71	0,08±0,01ab	1,60±0,17ab	1,65±0,36
Fertilizante	142±6,2	8,7±1,3	88,8±1,0a	12,9±9,7	49,5±3,2	0,88±0,36	0,10±0,02ab	0,97±0,34b	2,20±1,61
ANOVA	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	n.s.
Suelo 2 "La Alberca"									
Control	105±7,4	8,3±0,4	85,4±7,9	39,9±4,3	44,6±2,9ab	1,28±0,20	0,19±0,02	1,04±0,22	1,51±0,14
D1	130±23,8	8,3±1,5	78,2±11,3	36,3±9,5	49,7±5,2a	1,63±1,53	0,20±0,03	1,12±0,33	2,63±0,96
D2	89±25,5	5,5±0,6	67,9±4,6	29,6±2,5	37,1±3,8bc	0,96±0,53	0,17±0,03	1,06±0,36	1,54±1,15
Fertilizante	101±13,2	7,8±1,8	76,9±2,0	50,9±4,5	32,7±1,9c	1,10±0,61	0,19±0,01	0,89±0,11	2,06±0,37
ANOVA	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ANOVA 2 factores									
Tratamiento	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	**	n.s.
Suelo	n.s.	n.s.	n.s.	***	**	n.s.	***	***	n.s.
T x S	n.s.	n.s.	**	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.									

Según los resultados obtenidos para el análisis del N en el experimento de cultivo de cardo, solo se observan diferencias estadísticamente significativas en el S1 “La Pinilla”, donde los digeridos muestran los valores más bajos. Esta diferencia en los valores de este elemento se asocia a la dosificación de los tratamientos en función de las necesidades del cultivo y, a su vez, es acorde al crecimiento de las plantas. La mayor producción en los tratamientos con digerido, como hemos observado en la Figura 17, respecto al control y el fertilizante pudo causar un efecto de dilución en la concentración de N en las plantas. Las bajas concentraciones en el N, también puede ser un síntoma que nos demuestre que no todo el N aportado por la enmiendas está disponible para las plantas. Estas diferencias no se observan en las plantas en S2, donde la producción de planta fue similar en todos los tratamientos.

La concentración de P más alta se obtuvo en el tratamiento con fertilización inorgánica en S1, no observándose diferencias significativas entre los tratamientos en S2. El K en cambio, se ve claramente influido por el factor suelo, mientras el efecto de los tratamientos es diferente en cada suelo. La concentración de K en las plantas de S1 refleja su mayor valor en el tratamiento con fertilización inorgánica ($64,0 \pm 9,4 \text{ g kg}^{-1}$), valor que solo se diferencia significativamente con el registrado por el tratamiento con D1, que muestra el valor más bajo ($46,8 \pm 3,9 \text{ g kg}^{-1}$). El resto de valores en este caso, son muy similares para el resto de tratamientos, sin diferencias significativas en S2.

El Ca es un elemento que en este caso se ve claramente influido por el tratamiento, en cambio los datos no muestran influencia del tipo de suelo sobre este elemento. En el S1 los valores más altos son los obtenidos para el tratamiento con fertilizante, siendo los tratamientos con digeridos los más bajos.

En el Mg observamos un claro efecto del tratamiento sobre los valores de este elemento, mientras los resultados obtenidos para cada tipo de suelo son muy similares. Mientras en el S1 los valores más bajos son los registrados por los tratamientos con ambos digeridos, en las plantas en el S2 el valor más bajo es el obtenido en el tratamiento con el D2.

Los valores obtenidos para el Na en las plantas muestran una clara influencia del tratamiento, siendo los valores más altos los registrados por los tratamientos con ambos digeridos. Este aumento en la concentración de Na en las plantas demuestra un

claro efecto de la salinidad aportada por ambos digeridos. Al ser el cardo una especie adaptada a ambientes salinos, que tolera altos valores de concentración de Na en el suelo, su respuesta se basa en la acumulación de sales en sus tejidos vegetales. Como consecuencia de la alta salinidad de los digeridos estudiados, observamos una alta concentración de Na en las plantas desarrolladas sobre este tratamiento. Por otro lado, los valores más bajo registrados para los tratamientos F y C, corresponden con los valores más altos de asimilación de K. Esto demuestra la competencia del Na en la absorción de K, incluso en situaciones extremas el Na podría causar deficiencia de K. Así, se aprecia que la aplicación de ambos digeridos disminuyó la relación K/Na en las plantas de cardo, lo cual se asocia a las altas concentraciones de Na presente de partida en ambos digeridos, que favorece la asimilación por parte de la planta de este elemento frente al K. En condiciones de extrema salinidad, donde las concentraciones de Na son altas, se puede ocasionar competencia de absorción entre el K y Na, lo que puede resultar en una deficiencia de K y/o generar fitotoxicidad por Na. Por lo tanto, la planta podría sufrir tanto estrés hídrico como toxicidad por Na.

En cuanto a los micronutrientes y los elementos potencialmente tóxicos, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre los valores obtenidos para el Fe y el Cu en ni en ambos suelos, ni para los tratamientos aplicados. En cambio, el Mn muestra valores estadísticamente diferentes para el ensayo con el S1, debido principalmente al efecto del fertilizante, mientras en el resto de tratamientos las diferencias encontradas no fueron significativas. En el caso del Zn, observamos como las diferencias encontradas entre los diferentes tratamientos no son significativas, mientras que si se observa efecto en función del suelo, siendo los valores registrados en el S2 superiores a los del S1. Esto se asocia a la propia fertilidad de partida del S2, siendo superior a la del S1.

Las diferencias encontradas en el B son solo significativas en el S2, donde el D1 obtuvo el valor mayor ($49,7 \pm 5,2 \text{ mg kg}^{-1}$). Los elementos potencialmente tóxicos, como el Cr, Cd, Ni y Pb, mostraron valores muy bajos en las plantas de todos los suelos y tratamientos, lo que no genera ningún problema por toxicidad ni produce ningún efecto sobre la producción de los cultivos. Las concentraciones de micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos se pueden considerar normales en planta. Aunque

el Cr es ligeramente superior a tales concentraciones normales (0,2-0,5; Kabata-Pendias, 2001), los valores son inferiores a 2 mg/kg (excepto en control S1), considerado el límite tolerable en cultivos agrícolas (Kabata-Pendias, 2001).

Alburquerque y col. (2012) no encontraron diferencias significativas en los macro (N, P, K, Ca y Mg) y micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) en experimentos de aplicación de digeridos en campo realizados en cultivos de coliflor y sandía. Otro estudio de aplicación de digeridos en el cultivo de alfalfa realizado por Montemurro y col. (2008), tampoco encontró diferencias estadísticamente significativas entre la utilización de nutrientes (macro, micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos) por parte de la alfalfa en aplicación de digerido comparado con fertilización inorgánica.

4.5. CULTIVO DE MAIZ

Los resultados productivos obtenidos tras aplicar al suelo los diferentes tratamientos estudiados en el cultivo del maíz, no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos en ambos suelos (Figura 20).

Los resultados en la producción del cultivo de maíz, en cuanto a su peso fresco y peso seco de la parte aérea (g maceta^{-1}) se muestran en la Figura 20. En el caso del suelo 1 (S1) se observa que el fertilizante mineral llevó a la menor producción de biomasa, tanto en peso fresco como en peso seco, obteniéndose una media por maceta de $3,45 \pm 3,94$ g para el peso fresco y de $0,42 \pm 0,40$ g para el peso seco. Por el contrario, el tratamiento que mejor resultado ha obtenido en este caso es el D2 con una producción de $21,04 \pm 13,05$ g maceta^{-1} . En cambio, en el S2, es el D2 llevó al peor resultado de producción de biomasa con tan solo $5,81 \pm 2,34$ y $0,57 \pm 0,23$ g maceta^{-1} para peso fresco y seco respectivamente. En el suelo S2, los resultados obtenidos para el D1 y el tratamiento con fertilizante (F) son prácticamente iguales.

Tras los 58 días que duró el experimento, el estado fenológico de las plantas de maíz según la Escala BBCH específica para el maíz, dió como resultado 1-15/16-30, que representa el estadio donde existe un desarrollo de hojas a partir del tallo principal, con un número de hojas comprendido entre 6-7 por cada planta y donde se comienza a ver el alargamiento de la caña.



Figura 19: Estado de las plantas de maíz al final del experimento.

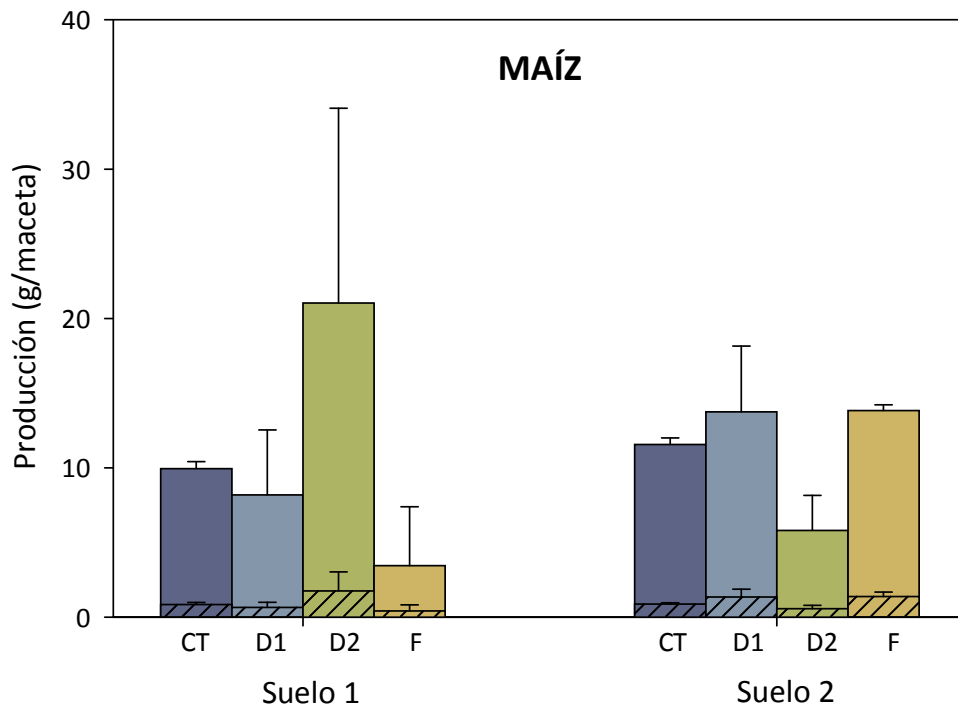


Figura 20: Producción de biomasa de maíz en los suelos (S1 y S2) y los tratamientos con digeridos (D1 y D2), fertilizante (F) y control (CT). Las barras lisas representan el peso fresco y las barras rayadas el peso seco (valor medio \pm desv. Estándar, $n=3$).

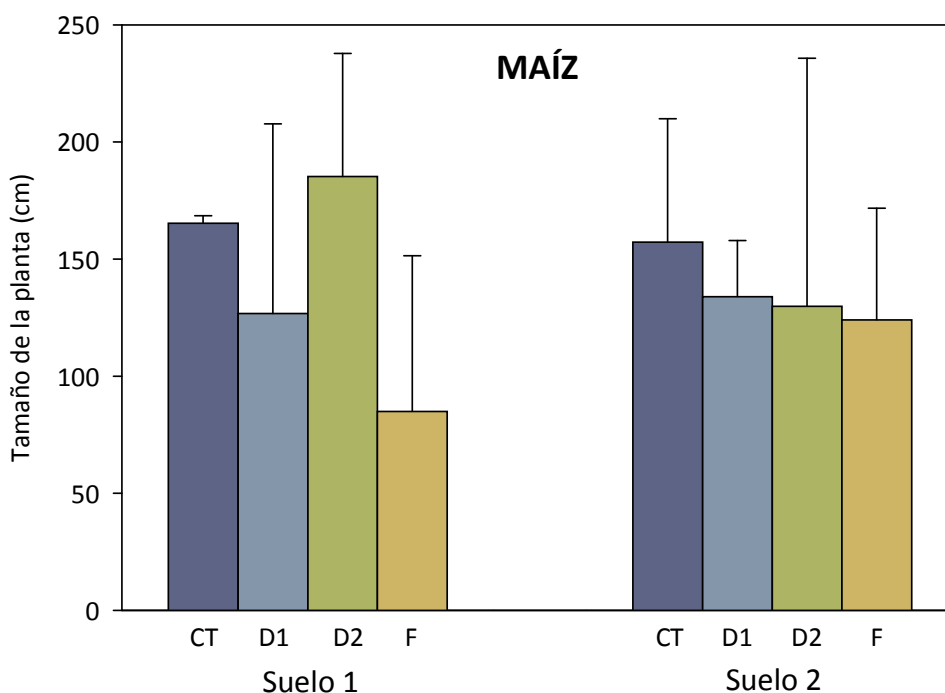


Figura 21: Altura de las plantas de maíz para los suelos (S1 y S2) y los tratamientos con digeridos (D1 y D2), fertilizante (F) y control (CT).

En el caso del maíz, se determinó la longitud de cada una de las plantas una vez cosechadas y se representó el sumatorio de la longitud de todas las plantas (en cm) por maceta (Figura 21). El tamaño de las plantas de maíz fue similar en todos los tratamientos y suelos estudiados y las diferencias encontradas no resultaron ser estadísticamente significativas. Aun así, el tratamiento con mayor altura de plantas resultó el D2 en el S1 con un tamaño medio de $185,3 \pm 52,5$ cm maceta⁻¹, seguido de los tratamientos Control ($165,4 \pm 3,2$ cm maceta⁻¹), D1 ($126,8 \pm 80,9$ cm maceta⁻¹) y F, que registró el menor crecimiento de las plantas ($85 \pm 66,5$ cm maceta⁻¹), aunque con gran dispersión de resultados principalmente en D1 y F. En cuanto a la altura del maíz en el S2 todos los tratamientos tuvieron valores medios similares, con $157,3 \pm 52,6$ cm maceta⁻¹ en el tratamiento control seguido de las tratamientos con D1, D2 y F ($134,1 \pm 23,9$, $129,9 \pm 105,9$ y $124,1 \pm 47,6$ cm maceta⁻¹, respectivamente).

Barbosa y col. (2014) evaluaron el potencial fertilizante de digeridos obtenidos mediante codigestión de diferentes proporciones de ensilado de maíz y gallinaza, comparado con fertilizante inorgánico (NPK) y controles, y determinaron que aunque los resultados obtenidos para los ensayos con digerido fueron superiores al control, las

diferencias obtenidas entre tratamientos no fueron estadísticamente significativas. Estos resultados son acordes a los encontrados en nuestro experimento, donde las diferencias observadas tanto en la producción de biomasa fresca, seca y tamaño de las plantas no resultó ser estadísticamente significativa.

En este caso, como se realizó en el caso anterior con el cultivo del cardo, también resulta interesante estudiar la composición nutricional de las plantas con la finalidad de determinar el efecto, ya sea positivo o negativo, de la aplicación del digerido en el cultivo de maíz (Tablas 27 y 28).

Tabla 27: Concentración de macronutrientes en las plantas de maíz en los diferentes suelos y tratamientos

Nombre	N (g/kg)	P (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Na (g/kg)
Suelo 1 "La Pinilla"						
Control	36,22±6,01	1,48±0,33b	41,9±5,1ab	8,66±1,07b	5,02±0,87ab	0,68±0,45b
D1	39,34±5,76	2,71±0,28a	49,2±3,4a	5,17±0,69bc	3,35±0,16b	3,03±0,49a
D2	33,09±12,96	2,63±0,39a	46,7±2,2a	4,39±0,57c	3,12±0,35b	2,04±0,68ab
Fertilizante	38,02±5,20	1,56±0,55b	36,1±3,2b	21,46±8,47a	6,24±1,73a	1,42±0,99ab
ANOVA	n.s.	**	**	***	*	*
Suelo 2 "La Alberca"						
Control	41,11±1,99a	1,84±0,10	47,6±3,9	12,27±1,46a	5,74±0,15a	0,39±0,31b
D1	27,28±5,26b	1,59±0,12	49,5±3,7	4,36±0,80c	2,58±0,54b	3,60±0,22a
D2	37,08±0,98ab	2,22±0,55	44,5±10,2	5,80±0,23bc	3,00±0,29b	8,10±3,56a
Fertilizante	34,72±7,49ab	1,69±0,03	41,7±2,7	7,68±0,41b	3,15±0,23b	0,09±0,01b
ANOVA	*	n.s.	n.s.	***	**	***
ANOVA 2 factores						
Tratamiento	n.s.	**	*	***	***	***
Suelo	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.
T x S	n.s.	*	n.s.	**	**	**
Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.						

Tabla 28: Concentración de micronutrientes y elementos potencialmente tóxicos presentes en las plantas de maíz para los diferentes suelos y tratamientos.

Nombre	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)	B (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cd(mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Suelo 1 "La Pinilla"									
Control	97±18,8	9,65±1,31	140,82±26,09ab	47,63±8,22	24,63±4,78	8,59±2,59	0,06±0,01	3,51±0,89	1,73±0,68a
D1	122±18,9	9,64±1,03	95,96±10,67ab	37,77±16,30	25,46±1,17	5,79±2,55	0,04±0,04	2,40±1,09	1,67±0,36a
D2	108±6,5	7,99±1,29	82,09±15,96b	34,57±4,66	22,93±2,25	7,93±2,41	0,08±0,05	3,21±0,59	0,61±0,07b
Fertilizante	96±23,1	9,38±0,83	142,81±31,55a	31,85±34,58	24,56±11,19	5,83±2,81	0,11±0,07	2,45±1,34	1,68±0,20a
ANOVA	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
Suelo 2 "La Alberca"									
Control	125±22,1	12,59±0,84a	132,71±0,86a	110,79±16,77a	8,23±2,17b	10,47±1,7b	0,10±0,00a	3,71±0,32b	1,15±0,23
D1	122±14,3	8,23±0,85b	62,26±7,23c	79,38±15,14ab	8,96±0,26b	16,83±2,16a	0,06±0,01ab	6,23±0,70a	1,32±0,32
D2	91±7,8	8,98±0,99b	72,27±1,44bc	63,30±14,31b	13,03±0,01a	4,33±0,59c	0,05±0,02b	1,83±0,54c	1,16±0,16
Fertilizante	99±0,2	9,04±0,51b	83,85±0,76b	101,97±2,10ab	5,99±0,38b	13,84±0,67ab	0,08±0,01ab	5,46±0,26a	1,30±0,26
ANOVA	n.s.	**	***	*	**	***	*	***	n.s.
ANOVA 2 factores									
Tratamiento	n.s.	**	***	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	*
Suelo	n.s.	n.s.	**	***	***	***	n.s.	**	n.s.
T x S	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	***	n.s.	**	n.s.
Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.									

Los resultados obtenidos tras el análisis de las plantas de maíz sobre su contenido en N solo muestran diferencias estadísticamente significativas en el S2, asociadas principalmente al bajo contenido del D1 ($27,28 \pm 5,26 \text{ g kg}^{-1}$), lo cual se puede deber a un efecto de dilución causado por su máxima producción de planta.

En cuanto al contenido en P, solo se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en el suelo S1, siendo los tratamientos con ambos digeridos los que mostraron valores claramente superiores a las registrados por controles y fertilización inorgánica que se mantuvieron en el mismo rango de valores. Sin embargo, los resultados obtenidos en la concentración de N y P en el maíz del presente experimento no difiere de los resultados obtenidos por Barbosa y col. (2014) en un ensayo de aplicación de digeridos en cultivo de maíz. Resultados similares de N y K encontraron Pampuro y col (2017) en plantas de maíz fertilizadas con pellets preparados a partir de compost de purín de cerdo.

Los valores analizados de K son nuevamente significativos para el S1, estando estos asociados al tratamiento, donde los valores más elevados se encontraron en los tratamientos con digeridos. Estas concentraciones son superiores a las encontradas por Pampuro y col (2017) en plantas de maíz. Estos mayores valores deben asociarse a las características de los suelos usados en el presente experimento en lugar de a los tratamientos fertilizantes, ya que se encuentran en todos los tratamientos incluidos en las plantas de los suelos in fertilización.

El Ca en cambio, muestra diferencias estadísticamente significativas en los dos suelos estudiados. Estas diferencias se asocian nuevamente al tratamiento, donde los digeridos vuelven a ser los tratamientos que menor valor reflejan, tendencia que ya se observó en el caso del experimento con cardo.

La dinámica observada en el Mg es muy similar a la registrada por el experimento del cardo. En este caso, los valores obtenidos en las plantas tratadas con los digeridos son bajos nuevamente bajos, aunque en el S2 no se observan diferencias entre tratamiento con digeridos y fertilización inorgánica. Estos valores bajos, coinciden con los valores observados en el experimento del cardo. Barbosa y col. (2014) determinan que los nutrientes esenciales como N, P, K, Mg y algunos elementos traza que son requeridos por las plantas, se conservaron en el digerido en un ensayo

de cultivo de maíz y, por lo tanto, el rendimiento de los cultivos mejoró cuando utilizaron el digerido como sustituto de la fertilización inorgánica para la producción vegetal.

Los valores obtenidos para el Na en las plantas muestran una clara tendencia a aumentar con la aplicación de los digeridos, lo que está asociado, como ya se ha comentado, al carácter salino de los propios digeridos. Por lo tanto, se observa una clara influencia del tratamiento sobre los valores experimentales obtenidos. En este caso, existe un efecto negativo de la aplicación de los digeridos acentuado sobre todo en el tratamiento con el D2 del S2. En este tratamiento en concreto se registra por un lado el mayor contenido en Na de los tratamientos estudiados ($8,10 \pm 3,56 \text{ g kg}^{-1}$) y la menor producción de planta (Figura 20). Estos datos nos indican un claro efecto negativo del tratamiento con D2 en el cultivo de maíz, al ser esta especie menos tolerante a los ambientes salinos que el cardo.

Analizando la relación K/Na de las plantas en los diferentes tratamientos, observamos nuevamente un efecto negativo de la aplicación de los digeridos, con disminución de dicha relación. El efecto es menos acentuado que el observado en el experimento con cardo, ya que no se encuentran relaciones K/Na tan bajas como en el cardo. El maíz es una planta menos tolerante a la salinidad que el cardo y no acumula el Na en sus tejidos. Este fenómeno también queda demostrado con la producción de planta en el D2 (Figura 20), donde podemos observar cómo al ser este digerido el que mayor concentración de Na presenta, la producción de planta también es menor al resto de tratamientos.

Si nos fijamos en los micronutrientes y los elementos potencialmente tóxicos en las plantas de maíz, no se observan diferencias estadísticamente significativas en los valores obtenidos para el Fe, ni en función de los tratamientos ni del suelo. En cambio, el cobre muestra valores diferentes entre tratamientos únicamente en el S2, siendo estos valores considerados normales para la nutrición de las plantas.

El Mn es un elemento que muestra diferencias significativas en las plantas de ambos suelos, siendo los valores obtenidos en los tratamientos con los digeridos en S2 los más bajos registrados para este elemento. En cuanto al Zn en las plantas, mientras en el S1 no se observan diferencias significativas entre los diferentes tratamientos, sí

que las podemos observar en el caso del S2, donde los valores más bajos se presentan en los tratamientos con ambos digeridos. Los elementos Fe, Cu, Mn, Zn y B se consideran micronutrientes esenciales para las plantas, por lo que unos niveles bajos indicarían deficiencias nutricionales para el correcto crecimiento de las plantas (Mengel y Kirkby, 2001). Sin embargo, a elevadas concentraciones, estos pueden resultar tóxicos (Kabata-Pendias, 2001). Las concentraciones de dichos elementos en las plantas se pueden considerar dentro de los intervalos normales de las plantas para su correcta nutrición. Se consideran niveles correctos de Fe entre 50-100 mg/kg (Mengel y Kirkby, 2001), entre 3-30 de Cu, 30-300 de Mn y 27-150 de Zn (todos en mg/kg sobre peso seco; Kabata-Pendias, 2001). Niveles tolerables en cultivos se consideran hasta 20 de Cu, 300 de Mn, 100 de Zn (todos en mg/kg sobre peso seco; Kabata-Pendias, 2001). Por todo ello, se puede considerar que las plantas de maíz tenían unos niveles correctos de micronutrientes esenciales.

Por último, en los valores de Cr, Cd, Ni y Pb observamos pequeñas diferencias que no llegan a causar efectos tóxicos en ninguno de los suelos y tratamientos estudiados. En el caso del Cr observamos valores con diferencias significativas únicamente entre los tratamientos del S2, siendo los más altos los obtenidos para los tratamientos con D1 y el F. En el Ni observamos una dinámica parecida, donde las únicas diferencias significativas se producen en el S2 y los valores más altos vuelven a repetirse en el D1 y F. Las concentraciones de Cd, Ni y Pb se pueden considerar normales en planta (Cd: 0,05-0,2; Ni: 0,1-5 y Pb: 5-10 mg/kg; Kabata-Pendias, 2001). Únicamente las concentraciones de Cr pueden considerarse excesivas, ya que los valores normales están comprendidos entre 0,1-0,5 mg/kg y se pueden considerar excesivas a partir de 5; además hasta 2 mg/kg se estima tolerable en cultivos agrícolas (Kabata-Pendias, 2001). Este exceso de Cr puede deberse al origen del inóculo utilizado en la digestión anaerobia, ya que es frecuente la presencia de cromo en aguas residuales. De todas formas, no se observaron efectos tóxicos y hay que tener en cuenta que la parte de la planta de maíz para consumo es el grano, y por tanto es donde aplicaría los niveles tolerables en cultivos agrícolas.

4.6. EFECTOS SOBRE EL SUELO

Los parámetros determinados en los suelos S1 y S2 en los diferentes tratamientos (digerido 1, digerido 2, fertilizante mineral y control), una vez cosechadas las plantas del experimento se observan en las Tablas 29 y 30. Las diferencias encontradas entre los diferentes tratamientos estudiados, mostraron diferencias estadísticamente significativas en algunos de los parámetros analizados, las cuales se comentan a continuación.

Los resultados analíticos obtenidos para el suelo S1 (Tabla 29), indicaron que el pH del suelo mostró diferencias estadísticamente significativas tras la aplicación de los diferentes tratamientos realizados en ambos cultivos. Los valores más altos registrados fueron los mostrados por los suelos tratados con los digeridos. Cambios en el pH también fueron registrados por Fuchs y col. (2012b) donde la aplicación de digerido aumento el pH del suelo en $\frac{1}{2}$ unidad tras la cosecha del maíz.

En cambio, la CE solo mostró diferencias significativas en el caso del cultivo del cardo, donde el fertilizante fue el tratamiento que más aumento ocasionó, seguido de los dos tratamientos con digeridos. Aunque estos valores aumentaron, no se encontraron dificultades en el desarrollo de los cultivos asociadas a la salinidad, por lo que el rango obtenido no se puede considerar excesivo o tóxico.

En cuanto a la concentración de NT, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes tratamientos y cultivos, siendo estas diferencias más pronunciadas entre los controles y fertilizantes, que entre los propios digeridos. Cabe destacar la acumulación de NT en el suelo con cultivo de cardo tratado con fertilización inorgánica, lo que está asociado a la escasa producción de biomasa vegetal detectada en este caso que, probablemente, sea indicativo de un exceso de N aplicado frente al asimilado por las plantas. La concentración de N-NO_3^- mostró diferencias estadísticamente significativas entre ambos cultivos, donde se observan claras diferencias entre el tratamiento fertilizante y los digeridos y control, con los mayores valores siempre con el fertilizante mineral. Esto puede indicar una aplicación de N con el fertilizante superior a la requerida por las plantas. La concentración de N-NH_4^+ mostró diferencias significativas en ambos cultivos, siendo los valores registrados

bastante bajos, por lo que tales diferencias son relativas dado el grado de precisión de las medidas mostradas. Aunque Makádi y col. (2012) indicaron que los digeridos generalmente tienen una alta proporción de N-NH_4^+ , por lo que se espera que aumenten el contenido de N-NH_4^+ en el suelo tratado, los procesos de nitrificación son rápidos en el suelo, tal y como se detectó en el experimento de incubación (apartado 4.3.), por lo que cualquier cambio en el N-inorgánico se apreciará en forma de nitratos en el suelo.

Sin embargo, el COT no resultó afectado por los tratamientos estudiados, lo que está asociado a la escasa aportación de C-orgánico por parte de los digeridos y a la rápida degradación de la materia orgánica aportada, que hemos podido comprobar mediante el estudio de mineralización del carbono (Apartado 4.2). El efecto del digerido sobre la MO y el COT del suelo depende de la estabilidad biológica del digerido y por tanto del proceso de mineralización que sucede en el suelo (Alburquerque y col., 2012a).

El resto de nutrientes, P y K en formas disponibles para las plantas, también mostraron diferencias estadísticamente significativas, aumentando claramente desde el control a los tratamientos con los digeridos. Estos aumentos indican aplicaciones altas de estos elementos en los tres tratamientos con fertilización y se debe al propio procedimiento experimental. La aplicación tanto del material digerido como del fertilizante mineral se realizó en función de las necesidades nutricionales del cultivo y se aplicó mediante una única dosis. Sin embargo, los cultivos se desarrollaron durante 56 días, por lo que no llegaron a desarrollar los ciclos completos, en el caso de maíz no se alcanzó a producción de grano. Por ello, los tratamientos fertilizantes aportaron mayor cantidad de N, P y K de la requerida por las plantas en estas condiciones del experimento. El exceso aplicado de P y K se acumuló en el suelo en formas disponibles. En general, es frecuente que la aplicación de digerido incremente el contenido de K disponible en el suelo (Makádi y col. 2012) ya que estos residuos no se pueden considerar fertilizantes equilibrados y la concentración de los nutrientes depende del origen de los residuos utilizados en la digestión anaerobia (Tablas 7 y 8).

Tabla 29: Efecto de los cultivos y los tratamientos fertilizantes en el S1 (La Pinilla)

Nombre	pH	CE (dS/m)	NT (g/kg)	COT (g/kg)	N-NO ₃ ⁻ (mg/kg)	N-NH ₄ ⁺ (mg/kg)	P disponible (mg/kg)	K disponible (mg/kg)
Maíz								
Control	7,82±0,06b	0,66±0,07	0,77±0,06b	27,31±3,96	46,91±4,03b	6,46±0,52ab	2,54±0,04c	242,80±46,83c
D1	7,98±0,01a	0,87±0,03	0,95±0,08ab	29,86±11,53	48,97±10,36b	7,30±0,23a	6,76±0,43a	553,66±42,30a
D2	8,03±0,04a	0,83±0,06	0,94±0,07ab	30,05±11,61	35,96±16,68b	6,72±0,10ab	5,59±0,54b	430,29±52,97b
Fertilizante	7,48±0,02c	1,34±0,76	1,09±0,11a	19,99±8,18	239,42±40,41a	6,14±0,33b	2,97±0,04c	364,21±33,50b
ANOVA	***	n.s.	*	n.s.	***	*	***	***
Cardo								
Control	7,8±0,07a	0,77±0,01c	0,87±0,06b	21,44±13,25	66,9±2,7c	6,24±0,52a	3,00±0,14b	302,68±9,42c
D1	7,9±0,01a	1,01±0,02b	0,96±0,03b	17,92±3,97	96,4±6,9b	7,07±0,14a	5,63±0,85a	621,52±50,68a
D2	7,9±0,04a	1,10±0,07b	1,04±0,16ab	20,63±9,45	81,5±5,2bc	6,16±0,12a	6,24±0,11a	559,92±9,91a
Fertilizante	7,4±0,03b	1,60±0,14a	1,28±0,05a	17,72±6,62	288,4±12,4a	4,93±0,54b	3,60±0,35b	399,31±22,53b
ANOVA	***	***	**	n.s.	***	**	***	***
ANOVA 2 factores								
Tratamiento	***	*	***	n.s.	***	***	*	***
Planta	***	n.s.	*	n.s.	***	**	*	***
T x P	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.

Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.

Tabla 30: Efectos de los cultivos y los tratamientos fertilizantes en el S2 (La Alberca)

Nombre	pH	CE (dS/m)	NT (g/kg)	COT (g/kg)	N-NO ₃ ⁻ (mg/kg)	N-NH ₄ ⁺ (mg/kg)	P disponible (mg/kg)	K disponible (mg/kg)
Maíz								
Control	7,68±0,04b	0,45±0,29b	2,44±0,35	40,94±2,84	98,88±19,90bc	7,42±1,18	2,61±0,05b	180,87±12,26b
D1	7,92±0,02a	0,98±0,27ab	2,05±0,14	23,87±2,60	72,67±28,92c	6,48±0,49	7,69±0,18a	399,62±35,78a
D2	7,85±0,04a	0,99±0,04ab	1,87±0,17	40,94±2,09	168,53±15,59ab	7,14±0,12	7,97±0,21a	437,01±12,17a
Fertilizante	7,41±0,05c	1,18±0,16a	2,10±0,10	24,66±0,73	181,14±48,44a	6,35±0,21	3,92±0,24b	244,79±55,53b
ANOVA	***	*	n.s.	n.s.	**	n.s.	***	***
Cardo								
Control	7,48±0,03ab	0,75±0,01b	3,65±0,16	37,20±0,51	129,9±0,9c	6,28±0,17	2,49±0,14b	189,2±8,1d
D1	7,65±0,02a	1,51±0,37a	3,04±0,12	40,27±4,93	169,1±6,5b	6,51±1,25	4,52±0,21ab	500,8±24,2a
D2	7,56±0,19ab	1,22±0,02ab	3,13±0,05	38,60±0,21	158,8±6,1bc	6,22±0,14	5,03±0,19ab	458,9±9,5b
Fertilizante	7,35±0,01b	1,53±0,09a	3,18±0,61	38,47±3,91	298,3±21,8a	7,67±0,81	7,32±3,04a	259,9±5,7c
ANOVA	*	**	n.s.	n.s.	***	n.s.	*	***
ANOVA 2 factores								
Tratamiento	***	***	*	n.s.	***	n.s.	***	n.s.
Planta	***	***	***	n.s.	***	n.s.	n.s.	n.s.
T x P	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	***	*	***	n.s.
Valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey para un nivel de significación $P \leq 0,05$. NS: no significativo, *, **, ***: significativo a $P < 0,05$, 0,01 y 0,001, respectivamente.								

Los resultados analíticos del suelo S2 se muestran en la Tabla 30. El valor de pH del suelo mostró, también en este caso, diferencias estadísticamente significativas tras la aplicación de los diferentes tratamientos en ambos cultivos, siendo los valores más altos los registrados por los tratamientos con digerido, al igual que en el suelo anterior. Makádi y col. (2012) recomiendan controlar periódicamente el pH del suelo si la aplicación del digerido se realiza a largo plazo. En este caso, la CE mostró diferencias significativas en los dos cultivos, siendo nuevamente el fertilizante el que registró mayor aumento respecto al control. En este suelo, el contenido en COT tampoco se vio afectado por la aplicación del digerido. Albuquerque y col. (2012c) tampoco encontraron diferencias significativas en el COT de un suelo calizo tras la aplicación de digeridos durante dos años consecutivos. Como ya se ha comentado, el efecto del digerido sobre el COT del suelo depende de la estabilidad biológica del mismo, de su concentración, de la dosis aplicada al suelo, de la duración del experimento y de las condiciones edáficas que afectarán a los procesos de mineralización que se dan en el propio suelo.

En cuanto al NT, N-NO_3^- y N-NH_4^+ , se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de N-NO_3^- del suelo con ambos cultivos, siendo la diferencia más acusada con el control la de D2 y F en el cultivo de maíz, mientras el valor más alto en el caso del cardo fue el tratamiento fertilizante. El resto de nutrientes (P y K) mostraron nuevamente diferencias estadísticamente significativas asociadas, como se ha comentado en el caso anterior, al aumento producido por el aporte en función de las necesidades de nutrientes de ambos cultivos. Resultados similares han encontrado Vágó y col. (2009), quienes reportaron el aumento significativo del contenido en P extraíble del suelo tras aplicar 5 L m^{-2} de digerido, mientras que el contenido de K del suelo se incrementó significativamente cuando la dosis de digerido aplicada se aumentó a 10 L m^{-2} .

Como podemos observar mediante los resultados analíticos obtenidos, se trata de dos tipos de suelo agrícola muy diferentes desde el inicio, por eso las diferencias tras la aplicación del digerido en cada uno de ellos son claramente diferentes. Mientras el S1 "La Pinilla" es un suelo agrícola bastante pobre en nutrientes, el S2 "La Alberca" muestra una respuesta menos positiva frente a la aplicación del digerido, ya que es un suelo con mejor fertilidad.

4.7. AHORRO ECONÓMICO POR SUSTITUCIÓN DE FERTILIZANTES INORGÁNICOS

El uso de fertilizantes para incrementar el rendimiento de los cultivos es uno de los medios más eficaces de los que se dispone para aumentar la productividad de los mismos. De modo que cuanto mejor sea el conocimiento sobre la nutrición de las plantas tanto mayor será la eficacia del fertilizante utilizado. Los cultivos necesitan varios elementos para crecer y obtener óptimas producciones, por lo que la fertilización se basa principalmente en 3 elementos: N, P y K. En los cultivos, el P y el K son elementos que se requieren en menor cantidad que el N, y además, son relativamente estables en el suelo, de modo que su aporte únicamente se relaciona con las exportaciones del cultivo. Por el contrario, el N tiene una dinámica diferente en el suelo, ya que los compuestos que son más asimilables por las plantas, como el NH_4^+ y el NO_3^- , son muy susceptibles de pérdidas en el suelo, ya sean por lixiviación, volatilización o inmovilización (IDAE, 2007).

Con la finalidad de proteger y mejorar la calidad de suelos, el agua y la atmósfera, es necesario satisfacer las necesidades nutricionales de los cultivos mediante la adaptación de los programas de fertilización que permitan complementar los nutrientes que el propio suelo es capaz de suministrar a los cultivos gracias a su propia fertilidad. Además, según Caamal-Pat y col. (2014) otro de los motivos por los que aconsejan la optimización de la dosis de fertilizantes es la existente necesidad de rentabilizar las explotaciones agrarias y con ello mejorar su competitividad y sostenibilidad, dado que el gasto en fertilizante representa un porcentaje alto, en algunos casos muy cercano al 30% del coste que soporta una explotación.

Todos estos motivos, unidos a la necesidad de gestionar los digeridos de forma correcta y sostenible, hacen que el estudio del ahorro que genera el uso de los digeridos como sustitutos de los fertilizantes sea un punto interesante a estudiar una vez conocemos sus características nutricionales.

Por ello, en este punto nos proponemos analizar el ahorro económico que supone el uso del digerido en lugar del fertilizante. Uno de los índices más utilizados a nivel mundial para analizar este ahorro es el “*Nitrogen Use Efficiency*”, NUE por sus

siglas en inglés. Este índice se basa, de manera general, en el principio de balance de masas y permite calcularlo utilizando los datos de entrada y salida de N en el cultivo (EU Nitrogen Expert Panel, 2015). En nuestro estudio, los datos requeridos para este cálculo mostraron una amplia dispersión, lo que no nos permitía obtener buenos resultados capaces de explicar la dinámica de los nutrientes del digerido en los cultivos estudiados usando este índice. Sin embargo, existen otros índices similares al NUE que nos permiten realizar este cálculo con nuestros datos. Este índice es el “Recovery Efficiency”, RE por sus siglas, que nos permite calcular la eficacia de recuperación aparente del nitrógeno aplicado en kg de N absorbido por el cultivo por kg de N aplicado, o en % de N aplicado, es decir, nos permite estimar la capacidad de sustitución del fertilizante que tiene el digerido aplicado (Tabla 31). Para realizar este cálculo, se ha utilizado la siguiente fórmula:

$$RE = (N_D * 100) / N_F$$

Donde:

- N_D : cantidad de N contenida en la planta de los tratamientos con digerido (D1 y D2), en mg N maceta⁻¹.
- N_F : cantidad de N contenida en la planta del tratamiento con fertilizante (F), en mg N maceta⁻¹.

Tabla 31: Capacidad de sustitución de N del fertilizante por el digerido aportado en función del cultivo (%).

Suelo	MAÍZ		CARDO	
	Tratamiento	RE (%)	Tratamiento	RE (%)
S1	D1	120,8	D1	193,4
	D2	226,6	D2	233,3
S2	D1	82,6	D1	94,8
	D2	44,5	D2	99,5

En el cultivo del maíz, se observa un efecto beneficioso en el desarrollo de la planta y, por lo tanto, en su propia nutrición. Este efecto está asociado a la adición del digerido al suelo, que como podemos ver en el caso del S1, ha sido capaz de sustituir más del 100% del N aportado por el fertilizante. Este hecho se debe al tipo de aplicación de cada tratamiento, puesto que, mientras que el digerido es un material

líquido o semilíquido cuyos nutrientes se encuentran en fase líquida y, por ello, disponibles para las plantas de forma inmediata, el fertilizante aplicado en este caso se encontraba en fase sólida. Esto implica que la disponibilidad de los nutrientes no sea la misma en los dos casos, ya que, en el caso del fertilizante inorgánico, este debe de ser disuelto previamente a la incorporación a los tejidos del cultivo del maíz, mientras, en el caso del digerido, como ya se ha comentado, los nutrientes se encuentran directamente en forma líquida y son fácilmente asimilables por las plantas. Además, la existencia de valores superiores a 100 en S1 indica mayor aprovechamiento de los nutrientes del digerido por las plantas que del fertilizante mineral, además de un mayor rendimiento de planta. Como se indicó en el apartado 4.4 y 4.5, tanto las plantas de cardo como las de maíz tuvieron la menor producción de biomasa con el fertilizante mineral principalmente en suelo S1.

En cambio, en el suelo S2 con maíz, no se alcanzaron los porcentajes de sustitución tan elevados como en el caso del S1 (44,5 y 82%), tratándose de una capacidad de sustitución nuevamente bastante elevada. En este caso, la fertilidad del propio suelo nos impide ver el efecto real del fertilizante, al obtener en el control una producción de plantas bastante elevada, que prácticamente iguala a la producción del tratamiento con fertilizante, como hemos visto en el apartado 4.5. Los porcentajes de capacidad de sustitución del fertilizante por parte de los digeridos obtenidos en este estudio, son acordes a los reportados por Grillo y col. (2021) en un experimento de aplicación de diferentes digeridos en cultivos de maíz.

En el caso del cardo, nuevamente el S1 refleja una capacidad de sustitución del fertilizante por encima del 100% en los dos digeridos estudiados, lo que nos indica un claro efecto positivo de la aplicación del digerido al suelo y la posibilidad de sustituir el 100% de la fertilización inorgánica que cubre las necesidades del cultivo. En el S2 los digeridos pueden sustituir prácticamente el 100% del N del fertilizante.

De la misma manera que con el N, se pueden analizar P y K, al ser estos macronutrientes indispensables para un buen desarrollo de los cultivos. La Tabla 32 muestra los resultados obtenidos en cuanto a la capacidad de sustitución del fertilizante que tiene el digerido sobre los nutrientes P y K, teniendo en cuenta toda la estrategia de fertilización (digerido y suplemento mineral P y K).

Tabla 32: Capacidad de sustitución de P y K del fertilizante por el digerido aportado en función del cultivo (%).

Suelo	P				K			
	MAÍZ		CARDO		MAÍZ		CARDO	
	Tto	RE (%)	Tto	RE (%)	Tto	RE (%)	Tto	RE (%)
S1	D1	359,4	D1	253,1	D1	204,7	D1	256,1
	D2	835,9	D2	299,7	D2	507,9	D2	352,7
S2	D1	93,0	D1	138,6	D1	113,4	D1	120,8
	D2	56,4	D2	133,4	D2	41,3	D2	131,7

Al realizarse el aporte fertilizante de ambos cultivos en funciones de las necesidades de N, cabe esperar desequilibrios en cuanto a las cantidades aportadas de P y K. No obstante, la fertilización se equilibró en todos los tratamientos complementando con los fertilizantes inorgánicos necesarios. Sin embargo, al no completar el ciclo de los cultivos las cantidades aplicadas pudieron superar las cantidades absorbidas por las plantas. Así mismo, los porcentajes esperados en cuanto al aprovechamiento por parte de los cultivos de las cantidades de P y K aportadas por ambos tratamientos con digeridos estudiados, puede suponer valores superiores al 100% nuevamente, indicando mayor absorción de nutrientes por las plantas debido a un mayor crecimiento de las mismas (mayor biomasa en los tratamientos con digeridos que con el fertilizante). De nuevo se aprecia el efecto beneficioso de los digeridos.

Así en ambos cultivos se observa un efecto positivo de la aplicación de ambos tratamientos con digeridos, con aprovechamientos superiores al 100% en el aporte de P y K con el tratamiento con ambos digeridos, a excepción de P en maíz con S2.

Por tanto, el uso de digeridos procedentes de la digestión anaerobia de frutas y verduras en una estrategia de fertilización complementada con fertilizantes minerales de P y K puede sustituir en su totalidad a la fertilización inorgánica de los cultivos de maíz y cardo. Al no ser materiales fertilizantes equilibrados, la fertilización con digerido debe completarse con otros fertilizantes que aporten aquellos nutrientes (P o K) en los que el digerido fuera deficitario. Por tanto, el uso de digerido debe ajustarse a las necesidades del cultivo, introduciendo su contenido de nutrientes en los planes de fertilización de los cultivos, siendo pues, un sustituto efectivo de los fertilizantes inorgánicos. Esto permite una revalorización del digerido, una disminución en el

consumo de fertilizantes inorgánicos y, por consiguiente, una disminución de los costes y del detrimento de los posibles efectos sobre el medio ambiente asociados al uso de fertilizantes minerales. Además, la aplicación de digeridos como sustitutos de fertilizantes inorgánicos, introduce este subproducto de nuevo en el sistema como una nueva materia prima, completando de esta manera el ciclo de economía circular al convertir un subproducto considerado residuo, nuevamente en producto susceptible de utilizar en agricultura.

En base a la fertilización mineral inorgánica aportada a los cultivos de cardo y maíz, se ha calculado el ahorro económico por hectárea que supondría la aplicación de los digeridos estudiados como sustitutos de dicha fertilización. Para ello, se ha tenido en cuenta el aporte en nutrientes del digerido, así como el complementario mediante fertilizantes inorgánicos (P y K). En cuanto a los precios de los fertilizantes a sustituir, se han consultado en el documento “Índices y precios pagados agrarios” (MAPA, 2021), utilizando los precios pagados por los agricultores en euros por cada 100 kg para el año 2019, al ser el año 2020 un año especial dadas las medidas tomadas por la situación de pandemia.

Por lo tanto, el ahorro económico que supondría la sustitución de la fertilización inorgánica en el cultivo de cardo y maíz por una fertilización basada en digerido, se estima en 549 € ha⁻¹ y 652 € ha⁻¹ para el cultivo de cardo y maíz, respectivamente. Existen otras consideraciones a tener en cuenta desde el punto de vista económico como sería el gasto de aplicación del digerido, pero el ahorro en la aplicación del fertilizante.

5. CONCLUSIONES

En base a los objetivos planteados inicialmente en este estudio, se detallan a continuación las conclusiones más relevantes:

- El digerido producido a partir de residuos de frutas y verduras tiene una calidad adecuada para su aplicación al suelo y la presencia de nutrientes permitirá la reducción de fertilizantes minerales en la agricultura. Sin embargo, se debe prestar especial atención a la desinfección del digerido y a su concentración salina, que condicionan y pueden limitar tanto la calidad del digerido como su potencial uso agrícola.
- La alta concentración de N-NH_4^+ en los digeridos, donde radica su valor como potencial fertilizante, puede causar retrasos en el proceso de nitrificación, por lo que debe tenerse en cuenta este fenómeno a la hora de realizar una propuesta de fertilización, con la finalidad de evitar efectos perjudiciales tanto en los cultivos como en el medio ambiente.
- La aplicación del digerido en los cultivos de maíz y cardo, no causó efectos negativos o perjudiciales en el desarrollo de tales cultivos, por lo que se pone de manifiesto la posibilidad de valorización del digerido como fertilizante de cultivos.
- El uso de los digeridos como sustitutos de la fertilización inorgánica en el cultivo del cardo y maíz, supuso porcentajes de sustitución superiores al 100%, lo que supone además de un ahorro económico por sustitución de fertilizantes inorgánicos, un aprovechamiento de subproductos capaces de devolver al mercado un material con valor fertilizante, evitando los impactos ambientales del uso de recursos, aumentando la sostenibilidad de la agricultura y completando el ciclo de economía circular.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., Bernal, M.P. 2012a.** Assessment of the fertilizer potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenerg.*, 40: 181-189.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Bernal, M.P. 2012b.** Chemical properties of anaerobic digestatees affecting C and N dynamics in amended soils. *Agric Ecosyst Environ* (2012) 15-22.
- Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Nájera, I., Baixauli, F., Caravaca, F., Roldán, A., Cegarra, J., Bernal, M.P. 2012c.** Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy*. 43:119-128.
- Al Seadi, T. Lukehurst, C. 2012.** Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser. IEA Bioenergy. https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2012/05/digestate_quality_web_new.pdf
- Bagge, E., Sahlström, L., Albiñ, A. 2005.** The effect of hygienic treatment on the microbial flora of biowaste at biogas plants. *Water Res.* 39: 4879-4886.
- Barbosa, D. B. P., Nabel, M., Jablonowski, N.D. 2014.** Biogas-digestate as nutrient source for biomass production of *Sida hermaphrodita*, *Zea mays* L. and *Medicago sativa* L. *Energy Procedia*. 59:120-126.
- Barduca, L., Wentzel, S., Schmidt, R., Malagoli, M., Joergensen, R.G. 2020.** Mineralisation of distinct biogas digestate qualities directly after application to soil. *Biol. Fertil. Soils* 57:235-243.
- Bernal, M. P., Roig, A., Madrid, R., Navarro, A.F. 1992.** Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use Manage.* 8: 125-130.
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998.** Maturity and stability parameters of compost prepared with wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. 2009.** Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100: 5444-5453.

- Bernal, M.P., Pampuro, N., Bertora, C., Sacco, D., Dinuccio, E., Grignani, C., Balsari, P., Cavallo, E. 2017.** Fertilizer value and greenhouse gas emissions from solid fraction pig slurry compost pellets. *J. Agric. Sci.* 155: 1646–1658.
- Bernal Calderón, M.P., Alburquerque Méndez, J.A., Bustamante Muñoz, M.A., Albiach Vila, R., Bonmati Blasi, A., Moral Herrero, R. 2014.** Uso agrícola de materiales digeridos: Situación actual y perspectivas de futuro. De Residuo a Recurso. El Camino hacia la Sostenibilidad. III Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. Volumen 7. J. Moreno, R. Moral, J.L. García Morales, J.A. Pascual, M.P. Bernal (Eds.). Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Bertrand, I., Delfosse, O., Mary, B. 2007.** Carbon and nitrogen mineralization in acid, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 276-288.
- BOE, 2011.** Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, 181: 85650-85705.
- BOE, 2012.** Real Decreto-ley 1/2012, de 27 de enero, por el que se procede a la suspensión de los procedimientos de preasignación de retribución y a la supresión de los incentivos económicos para nuevas instalaciones de producción de energía eléctrica a partir de cogeneración, fuentes de energía renovables y residuos. Boletín Oficial del Estado, 24: 8068-8072.
- BOE, 2013.** Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, 164: 51119-51207.
- BOE, 2017.** Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Fertilizantes. Boletín Oficial del Estado, 296: 119396-119450.
- Bolzonella D., Battistoni P., Susini C., Cecchi F. 2006.** Anaerobic digestion of waste activated sludge and OFMSW: the experience of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Sci. Technol.* 53: 203-211.
- Bonmatí, A., Flotats, X. 2003a.** Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic process. *J. Air Waste Manage.* 53:21–31.

- Bonmatí, A., Flotats, X. 2003b.** Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Manage.*, 23:261–272.
- Bonmatí, A., Campos, E., Flotats, X. 2003.** Concentration of pig slurry by evaporation: anaerobic digestion as the key process. *Water Sci. Technol.* 48: 189–194.
- BSI. 2010.** PAS 110:2010, Specification for whole digestate, separated liquor and separated fibre derived from the anaerobic digestion of source-segregated biodegradable materials. British Standard Institution, London.
- Bustamante, M.A., Albuquerque, J.A., Restrepo, A.P., de la Fuente, C., Paredes, C., Moral, R., Bernal, M.P. 2012.** Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioen.* 43: 26-35.
- Caamal-Pat, Z.H., Casas-García, R.A., Urbano-López de Meneses, B. 2014.** Economic and environmental fertilization optimization on sugar beet farms in a European region. *Chapingo, serie horticultura*, 20: 117-129.
- De la Fuente, C., Albuquerque, J.A., Clemente, R., Bernal, M.P. 2013.** Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. *Biol. Fertil. Soils* 49: 313-322.
- Directiva 2008/98/CE, 2008.** Directiva Marco de Residuos del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. *Diario Oficial de la UE*, L312, p.3.
- ECN-QAS, 2012.** European Quality Assurance for Compost and Digestate. European Compost Network. https://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/141015_ECN-QAS-Manual_2nd-edition_final_summary.pdf
- Edelmann, W., Baier, U., Engeli, H. 2005.** Environmental aspects of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes and of agricultural wastes.

- Edelmann, W., Baier, U., Engeli, H. 2005.** Environmental aspects of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes and of agricultural wastes. *Water Sci. Technol.* 52(1-2):203-8.
- EBA, 2020.** Annual Report 2020. European Biogas Association. <https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2021/01/Annual-Report-2020-new.pdf>
- EurObserv'ER. 2020.** European Union Biogas Barometer- December 2020. <https://www.eurobserv-er.org/biogas-barometer-2020/>
- Feliu Jofre, A., Flotats Ripoll, X. 2020.** Renewable gases. An emerging energy vector. Fundación Naturgy, Madrid. <https://www.fundacionnaturgy.org/>
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. 2001.** Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de Actualidad* 65: 51-65. <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/6699/porci%202001%20final.pdf>
- Freixó, A., Turon, C., Bonmatí, A., Josep, J., Arráez, J. 2011.** EDAR de energía positiva mediante codigestión anaerobia. IV Jornada sobre gestión y tratamiento de lodos de EDAR. Universidad de Barcelona.
- Fuchs, J.G., Berner, A., Mayer, J., Smidt, E., Schleiss, K. 2008a.** Influence of compost and digestates on plant growth and health: potentials and limits. Proceedings of the International Congress CODIS 2008, 27th – 29th February 2008, Solothurn, Switzerland, pp. 101-110.
- Fuchs, J.G. & Schleiss, K. 2008b.** Effects of compost and digestate on environment and plant production – Results of two research project. Proceedings of the International Conference ORBIT 2008, Wageningen, 13-16 October 2008.
- García-González, M.C., Riaño, B., Molinuevo Salce, B., Hernández González, D. 2018.** Influencia del caudal de recirculación de la solución ácida en la captura de NH₃ mediante la tecnología de membranas permeables a los gases. <https://www.itacyl.es/documents/20143/227703/5.+Comunicaci%C3%B3n+cong>

[reso+Red+Espa%C3%B1ola+de+Compostaje.pdf/7eec2dd8-f10c-2dcb-8ae6-3e6fea307aac](https://www.researchgate.net/publication/331111111/figure/fig/7eec2dd8-f10c-2dcb-8ae6-3e6fea307aac)

García-Serrano, P., Lucena Marotta, J. J., Ruano Criado, S., Nogales García, M. 2010.

Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España, parte I. Ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de publicaciones. Madrid.

Goberna, M., Podmirseg, S.M., Waldhuber, S., Knapp, B.A., Garcia, C., Insam, H.

2011. Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Appl. Soil Ecol.* 49: 18-25.

Grillo, F., Piccoli, I., Furlanetto, I., Ragazzi, F., Obber, S., Bonato, T., Meneghetti, F.,

Morari, F. 2021. Agro-Environmental Sustainability of anaerobic digestate fractions in intensive cropping systems: Insights regarding the nitrogen use efficiency and crop performance. *Agronomy* 2021, 11, 745.

Hahn, H., Hoffstede, U. 2010. Final assessment report on residual materials.

Biogasmax. <https://www.yumpu.com/en/document/read/27200186/final-assessment-report-on-residual-materials-biogasmx>

Holm-Nielsen, J.B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic

digestion and biogas utilization. *Bioresour. Technol.* 100: 5478-5484.

IDAE, 2007. Ahorro, eficiencia energética y fertilización nitrogenada. Instituto para la

Diversificación y Ahorro de la Energía. https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10418_Fertilizacion_nitrogenada_07_e65c2f47.pdf

IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html>

Kabata-Pendias, A., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Ed. CRC Press. Boca

Raton, Florida.

Karagiannidis, A., Perkoulidis, G. 2009. A multi-criteria ranking of different

technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.* 100: 2355–2360.

- Laurení, M., Palatsi, J., Llovera, M., Bonmatí, A. 2013.** Influence of pig slurry characteristics on ammonia stripping efficiencies and on the quality of the recovered ammonium-sulfate solution. *J. Chem. Tech. Biotech.* 88: 1654-1662.
- Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., Parsons, S. A., 2009.** Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: a review. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 39: 433–477.
- Lukehurst, C.T., Frost, P., Al Seadi, T. 2010.** Utilization of digestate from biogas plants as biofertilizer. IEA Bioenergy, Task 37-Utilisation of digestate from biogas plants as biofertilizer. http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/Task37_Digestate_brochure9-2010.pdf
- Makádi, M., Tomócsik, A., Orosz, V. 2012.** Digestate: A new nutrient source – Review. In: S. Kumar (Ed.). *Biogas. InTech*, pp. 295-310.
- MAPA. 2021.** Índices y precios pagados agrarios. Unidad de estadística, Subdirección general de análisis, coordinación y estadística. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <https://cpage.mpr.gob.es/>
- Mengel, K., Kirkby, E.A. 2001.** Principles of Plant Nutrition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Meza Elguera, N.Y., Del Carpio Salas, M.A., Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J., Antolín, G. 2020.** Biometano, el gas verde que pide paso en España. CARTIF Centro Tecnológico, Boecillo, Valladolid. https://www.industriambiente.com/media/uploads/noticias/documentos/AT_Biogas1.pdf
- MITECO, 2018.** Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de competencia municipal. 2018. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/memoriaresiduosmunicipales2018_tcm30-521965.pdf
- Möller, K., Müller, T. 2012.** Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng. Life Sci.* SN: 1618-2863.

- Montemurro, F., Canali, S., Convertini, G., Ferri, D., Tittarelli, F., Vitti, C. 2008.** Anaerobic digestates application on fodder crops: effects on plant and soil. *Agrochimica*, Vol. LII – N. 5.
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., García, D. 1993.** Relationships between organic-matter and carbon contents of organic wastes. *Biosour. Technol.* 44: 203-207.
- Paavola, T., Rintala, J. 2008.** Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. *Bioresour. Technol.* 99: 7041-7050.
- Palm, O. 2008.** The quality of liquid and solid digestate from biogas plants and its application in agriculture. En.: *The future for Anaerobic Digestion of Organic Waste in Europe.* ECN/ORBIT e.V. Workshop 2008.
- Pampuro, N. Pampuro, N., Bertora, C., Sacco, D., Dinuccio, E., Grignani, C., Balsari, P., Cavallo, E., Bernal, M. P. 2017.** Fertilizer value and greenhouse gas emissions from solid fraction pig slurry compost pellets. *J. Agric. Sci.* 155, 1646–1658.
- Pandey, P.K., Soupir, M.L. 2011.** Escherichia coli inactivation kinetics in anaerobic digestion of dairy manure under moderate mesophilic and thermophilic temperatures. *AMB Express*, 1:18.
- Pfundtner, E., 2002.** Limits and merits of sludge utilization- Land application. European workshop: Impact of Waste Management Legislation on Biogas Technology, Tulln, Austria, September 12-14.
- PEMAR, 2016.** Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm30-170428.pdf
- Rafiee, A., Khalilpour, K.R., Prest, J., Skryabin, I. 2021.** Biogas as an energy vector. *Biomass Bioen.* 144: 105935.
- Reglamento (CE) nº 1013/2006. 2006.** Reglamento (CE) nº 1013/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de junio de 2006, relativo a los traslados de residuos. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L190, p1.

Reglamento (CE) nº 1069/2009. 2009. Reglamento (CE) nº 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) nº 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos animales). Diario Oficial de la Unión Europea, L300, p1.

Reglamento (UE) 2019/1009. 2019. Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE 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. Diario Oficial de la Unión Europea, L170, p1.

Sahlström, L. 2003. A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresour. Technol.* 87: 161-166.

Sánchez, M., Gomez, X., Barriocanal, G., Cuetos, M.J., Morán, A. 2008. Assessment of the stability of livestock farm wastes treated by anaerobic digestion. *Int. Biodeter. Biodeg.* 62: 421-426.

Saveyn, H., Eder, P. 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. European Commission. Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies. JRC87124. <http://www.jrc.ec.europa.eu>

Schievano, A., Adani, F., Tambone, F., D'Imporzano, G., Scaglia, B., Genevini, P.L. 2008. What is digestate? In: Adani, F., Schievano, A., Boccasile, G. (Eds.), *Anaerobic Digestion: Opportunities for Agriculture and Environment*. Milano, Italy: Regione Lombardia, pp 7-18.

Siebert, S., Thelen-Jüngling, M., Kehres, B. 2008. Development of quality assurance and quality characteristics of composts and digestates in Germany. En: 6th International conference ORBIT 2008, Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy. 13-15 de Octubre de 2008 Wageningen, The Netherlands, pp 1-12.

- Sinha, M.K., Sinha, D.P., Sinha, H., (1977).** Organic matter transformations in soils. V. Kinetics of carbon and nitrogen mineralization in soil amended with different organic materials. *Plant Soil* 46:579-590.
- SPCR 120. 2013.** Certifieringsregler för Biogödsel. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut. Avfall Sverige.
<https://www.avfallsverige.se/kunskapsbanken/rapporter/rapportera/article/arsr-appoint-2013-certifierad-atervinning-spcr-120/>
- Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., Adani, F. 2010.** Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere* 81: 577-583.
- Teglia, C., Tremier, A., Martel, J.L. 2011a.** Characterization of solid digestates: Part 1, Review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste Biomass Valor.*, 2: 43–58.
- Teglia, C., Tremier, A., Martel, J.L. 2011b.** Characterization of solid digestates: Part 2, Assessment of the quality and suitability for composting of six digested products *Waste Biomass Valor.*, 2, 113-126.
- Vágó, I., Kátai J., Makádi M. & Balla Kovács A. 2009.** Effects of biogas fermentation residues on the easily soluble macro- and microelement content of soil. Trace elements in the food chain. Vol. 3. Deficiency or excess of trace elements in the environment as a risk of health. Pp. 252-256.
- Voroney, R.P., McLachlan, K.L., Chong, C., Liu, H.W., Holbein, B.E. 2004.** Assessing the potential phytotoxicity of digestates during processing of municipal solid waste by anaerobic digestion: comparison to aerobic composts. *Acta Hort.* 638: 225-230
- Yagüe, M. R., Lobo, M. C. 2020.** Liquid digestate from organic residues as fertilizer: carbon fractions, phytotoxicity and microbiological analysis. *Spanish J. Soil Sci.* 10: 248-256.

Zirkler, D., Peters, A., Kaupenjohann, M. 2014. Elemental composition of biogas residues: Variability and alteration during anaerobic digestion. *Biomass Bioen.* 67: 89-98.

7. ANEXOS

7.1. ANEXO I: Técnicas analíticas

7.1.1. Materiales digeridos

7.1.1.1. Preparación de la muestra

La muestra recogida se homogeniza y se divide en dos porciones. Una de ellas es utilizada directamente para determinaciones microbiológicas. La otra porción se conserva en frigorífico a 4°C hasta su análisis.

7.1.1.2. Humedad y sólidos totales

Fundamento: Determinación del porcentaje de agua respecto a la muestra húmeda por diferencia de pesadas.

Procedimiento: Para su determinación se pesa una cantidad de muestra fresca homogeneizada, generalmente en 50 y 100 g, en un crisol de peso conocido (secado previamente). Calentar a 105°C durante 12 horas. Dejar enfriar en un desecador y pesar. La pérdida de peso experimentada se acepta como humedad, expresando el porcentaje respecto a peso de muestra húmeda.

7.1.1.3. Residuo a Calcinación (cenizas y sólidos volátiles)

Fundamento: Se toma como cenizas el residuo obtenido de la calcinación a 550°C durante 124 horas según el método modificado de Navarro y col. (1993). Los sólidos volátiles (SV) se considera la pérdida de peso del material seco a 105 °C tras su calcinación a 550 °C.

Procedimiento: Una vez que la muestra ha sido secada a 105°C para calcular su humedad, se calcina durante 24 horas a 550°C. Dejar enfriar en desecador y pesar. El contenido en cenizas o SV se expresa en porcentaje respecto de muestra seca.

7.1.1.4. pH

Fundamento: Determinación del pH en extracto acuoso utilizando un pH-metro con electrodo de vidrio (US Salinity Laboratory Staff, 1954).

Procedimiento: Se mide el pH directamente sobre la muestra fresca homogeneizada.

7.1.1.5. Conductividad eléctrica (CE)

Fundamento: Determinación de la conductividad en extracto acuoso mediante puente de conductividad.

Procedimiento: Se mide la CE directamente sobre la muestra fresca homogeneizada.

7.1.1.6. Carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT)

Fundamento: Medida del CO₂ producido al quemar la muestra a 1020°C en un analizador elemental CNSH, previa destrucción de carbonatos con ácido clorhídrico (Navarro y col. 1993).

Procedimiento: Se pesan 100-200 µL (precisión de 0,001mg) de muestra líquida en una cápsula de estaño a la que se le ha adicionado previamente un absorbente inerte de tierra silíceo (tierra de diatomeas). Dejar secar en estufa a 40°C durante 12 horas, o hasta que la muestra esté totalmente seca. Se procede al análisis una vez calibrado el analizador con el patrón de atropina.

7.1.1.7. Mineralización de la muestra

Fundamento: Digestión del material con peróxido de hidrógeno y ácido nítrico en microondas Ethos-1 (Milestone). Se procede de igual forma que para el material vegetal.

Reactivos:

- H₂O₂
- HNO₃

Procedimiento: Se pesa entre 0,100 y 0,200 g del material (con una precisión de 0,0001 g) en un vaso de microondas, y se añaden con dispensador 2 ml de H₂O₂ esperar unos minutos y añadir 8 ml de HNO₃. Mezclar cuidadosamente y dejar reposar unos minutos antes de cerrar los vasos. Colocar los vasos en sus respectivas estructuras y cerrar con la llave neumática. Colocar las estructuras dentro del microondas, engancharlas en los resortes y poner la tapa superior para asegurarlas. Las muestras se digieren mediante una rampa de temperatura de 0 a 170°C durante 10 minutos y a 170°C 15 minutos más. Una vez finalizado el programa, se abren cuidadosamente los tubos de microondas bajo campana. Filtrar las digestiones en matraces aforados de 25

ml con papel de filtro lavado a ácidos y enrasar con agua destilada. Guardar las digestiones filtradas en botes de 50 ml.

Se determinan los macro- y micronutrientes y los metales pesados mediante ICP-OES en el extracto obtenido.

7.1.1.8. Nitrógeno en forma amónica (N-NH_4^+)

Fundamento: Medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración verde del complejo producido al reaccionar con salicilato sódico en presencia de dicloroisocianurato sódico como fuente de cloro, nitroprusiato sódico como catalizador y citrato sódico como complejante de calcio y magnesio para evitar su precipitación como hidróxidos a valores de pH mayores de 12 (Kempers y Zweers, 1986).

Reactivos:

- Salicilato sódico (RA).
- Nitroprusiato sódico (RA).
- Hidróxido sódico (NaOH).
- Dicloroisocianurato sódico.
- Citrato sódico.
- Cloruro potásico (KCl) 2M.
- Sulfato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$).

Preparación de disoluciones:

- Reactivo A: Disolver 7.813g de salicilato sódico y 25mg de nitroprusiato sódico en agua destilada y enrasar a 100mL. Preparar diariamente.

- Reactivo B: Disolver 4.0g de NaOH y 0.5g de dicloroisocianurato sódico en agua destilada y enrasar a 100mL.

- Reactivo C: Disolver 9.33g de citrato sódico y enrasar con agua destilada hasta 100mL.

- **Disolución patrón de 400ppm de N-NH_4 :** Pesar 1.880g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Procedimiento: Se centrifugaron 25mL de digerido en un tubo "falcon" el sobrenadante se filtró con papel de filtro lavado a los ácidos.

Recta patrón: Preparar en matraces de 200 mL a partir de la disolución patrón de 400ppm de N-NH_4^+ disoluciones que contengan exactamente 5, 10,

15, 20 y 25 ppm de nitrógeno en forma amónica echando 2,5mL, 5mL, 7,5mL, 10mL y 12,5mL en cada uno de ellos y enrasando con agua destilada.

En tubo de ensayo se añaden 0,4mL de una de las disoluciones patrón, 1,6mL de reactivo A, 6,4mL de agua destilada, 0,8mL de reactivo C y 0,8mL de reactivo B. Agitar bien la mezcla y dejar reposar en oscuridad para que se produzca el desarrollo de color.

Determinación del nitrógeno en forma amónica: En tubos de ensayo de 10mL se toman 0,4mL de extracto y se añaden los mismos reactivos utilizados en la preparación de los patrones en las mismas cantidades y en el mismo orden. La mezcla se agita y se deja reposar 45 minutos en oscuridad. Pasado ese tiempo se mide en un espectrofotómetro la absorbancia a longitud de onda de $\lambda = 660\text{nm}$ y se determina la concentración de N-NH_4^+ respecto a la recta patrón.

7.1.1.9. Estabilidad biológica (potencial de generación de biogás residual)

Fundamento: El potencial de generación de biogás residual de los materiales digeridos fue determinado mediante digestión anaerobia, usando el sistema de producción de gas ANKOM con capacidad de los botes de 260 mL (ANKOM^{RF}, ANKOM Technology, Macedon, NY, USA), que realiza el registro automático del incremento de presión asociado a la generación de biogás.

Procedimiento: Se introducen 50 mL de muestra de digerido en cada bote ANKOM. Las condiciones anaerobias se obtienen mediante el purgado del espacio de cabecera de los botes con una mezcla de N_2/CO_2 (80:20, v/v). Los ensayos se realizaron por duplicado de las muestras y se dispuso un control sin muestra. Los botes de incubaron a 37°C en incubador hasta que la medida alcanzó su máximo y fue estable. El incremento de presión que causa la generación de biogás en ausencia de oxígeno dentro de cada bote se graba automáticamente en intervalos de 15 minutos durante la duración del experimento. El biogás producido se expresa como volumen (mL) de biogás por unidad (g) de sólidos volátiles de digerido. El volumen de biogás producido se calcula usando la ley de los gases ideales de Avogadro, como se muestra a continuación:

$$\text{Biogás (mL g}^{-1}\text{)} = [V_H \times (P_s - P_i) \times R \times T \times 22.414 \times 1000]/m$$

Donde:

- V_H es el volumen del espacio de cabecera de cada bote (L).
- P_s es la presión en kPa de la muestra.
- P_i es la presión en kPa del control.
- R es la constante de los gases ideales ($8,314463 \text{ L Pa K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$).
- T es la temperatura en Kelvin ($^{\circ}\text{K}$).
- M es el peso de la muestra (g VS).

Se tomó muestra del biogás y se determinó su riqueza en metano mediante cromatografía de gases (Agilent 8860 GC System).

7.1.1.10. Microorganismos patógenos y PAH₁₆

La determinación de microorganismos patógenos fue determinada en laboratorio externo siguiendo la metodología UNE-EN-ISO 6579.2003/A1:2007 para *Salmonella* y ISO-7251 para *E. coli* según los métodos analíticos oficiales de Análisis de los productos fertilizantes Anexo II del RD 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE, 2017).

Los PAH₁₆ se determinaron por cromatografía de gases GC-MS por el mismo laboratorio externo certificado.

7.1.2. Suelos

7.1.2.1. Preparación de la muestra

Las muestras se recogen de la parte superficial del suelo, a una profundidad entre 0 y 20 cm y se dejan secar al aire libre. Una vez seca la muestra, romper los agregados con un rodillo y tamizar el suelo con un tamiz de 2 mm de luz de malla con el fin de separar los elementos gruesos de los finos. Envasar las muestras en bolsa de plástico de cierre hermético detalladamente etiquetadas, para su almacenaje y posterior análisis. Para las determinaciones de COT y NT se requiere un menor tamaño de partícula, por lo que es necesario moler una submuestra en mortero de ágata hasta la obtención de un polvo fino.

7.1.2.2. Humedad

Fundamento: Determinación del porcentaje de agua respecto a la muestra húmeda por diferencia de pesadas.

Procedimiento: Se pesan aproximadamente 10 g de muestra humedad (secada al aire) en un pesasustancias (P2) previamente pesado (precisión 0,0001; P1) y se seca en una estufa a 105°C durante 12 horas. Se deja enfriar en un desecador y se pesa (P3). La pérdida de peso se da como humedad, expresada en porcentaje respecto a peso de muestra húmeda.

7.1.2.3. Determinación del pH

Fundamento: Determinación del pH en pasta saturada utilizando un pH-metro con electrodo de vidrio (US Salinity Laboratory Staff, 1954).

Procedimiento: En vaso de 50 ml poner aproximadamente 40 g de suelo, e ir añadiendo lentamente agua destilada mientras se remueve con una varilla de vidrio hasta obtener una pasta lo más homogénea posible. Añadir tanta agua como sea necesaria de manera que se forme una pasta blanda que fluye pero que no suelta agua. Dejar reposar la mezcla 2 horas. Transcurrido ese tiempo medir el pH en un pH-metro con electrodo de vidrio. Antes de la determinación dejar estabilizar el pH-metro y calibrar con los correspondientes tampones.

7.1.2.4. Conductividad eléctrica (CE)

Fundamento: Determinación de la conductividad en extracto acuoso mediante un puente de conductividad (Bower y Wilcox, 1965).

Procedimiento: Pesar en tubo "falcon" 5g de suelo y añadir 25mL de agua destilada (relación 1:5 sólido/líquido). Agitar mecánicamente en un agitador durante 1 hora, centrifugar y filtrar el extracto con un papel de filtro. Determinar conductividad del extracto con un conductímetro.

7.1.2.5. Carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT) y materia orgánica (MO)

Fundamento: Combustión de la muestra a 1020°C en un analizador elemental CNSH, previa destrucción de carbonatos con ácido clorhídrico (Navarro y col. 1993).

Reactivos:

- Patrón "Soil 1".
- HCl 1:20 y 1:10 v/v.

Procedimiento: Se pesan alrededor de 15-20 mg de muestra (finamente molida en mortero de ágata) en una cápsula de estaño con una precisión de 0,001mg. Eliminar los carbonatos mediante adiciones sucesivas de HCl (1:20, v/v o 1:10 v/v) con una pipeta hasta que no se observe burbujeo. Dejar secar en estufa a 40°C durante 12 horas, o hasta que la muestra esté totalmente seca. Se procede al análisis una vez calibrado el analizador con el patrón Soil 1. El porcentaje de materia orgánica se obtiene multiplicando el porcentaje de COT por el factor 1,724 (Nelson y Sommers, 1982).

7.1.2.6. Nitrógeno en forma amónica (N-NH₄⁺)

Fundamento: Medida espectrofotométrica de la intensidad de coloración del complejo producido al reaccionar con salicilato sódico en presencia de dicloroisocianurato sódico como fuente de cloro, nitroprusiato sódico como catalizador y citrato sódico como complejante de calcio y magnesio para evitar su precipitación como hidróxidos a valores de pH mayores de 12 (Kempers y Zweers, 1986).

Reactivos:

- Salicilato sódico (RA).
- Nitroprusiato sódico (RA).
- Hidróxido sódico (NaOH).
- Dicloroisocianurato sódico.
- Citrato sódico.
- Cloruro potásico (KCl) 2M.
- Sulfato amónico ((NH₄)₂SO₄).

Preparación de disoluciones:

- **Reactivo A:** Disolver 7,813g de salicilato sódico y 25mg de nitroprusiato sódico en agua destilada y enrasar a 100mL. Preparar diariamente.

- **Reactivo B:** Disolver 4,0g de NaOH y 0,5g de dicloroisocianurato sódico en agua destilada y enrasar a 100mL.

- **Reactivo C:** Disolver 9,33g de citrato sódico y enrasar con agua destilada hasta 100mL.

- **Disolución patrón de 400ppm de N-NH₄:** Pesar 1,880g de (NH₄)₂SO₄, disolver con agua destilada y enrasar hasta 1L en matraz aforado.

Procedimiento: Pesar 3g de suelo en un tubo "falcon", añadir 30mL de KCl 2M (relación 1:10 p/v). Agitar mecánicamente en agitador durante 2 horas, centrifugar y filtrar con papel lavado a ácidos.

Recta patrón: Preparar en matraces de 200 mL a partir de la disolución patrón de 400ppm de N-NH₄⁺ disoluciones que contengan exactamente 5, 10, 15, 20 y 25 ppm de nitrógeno en forma amónica, añadiendo 2,5mL, 5mL, 7,5mL, 10mL y 12,5mL en cada uno de ellos y enrasando con agua destilada.

En tubo de ensayo se añaden 0,4mL de una de las disoluciones patrón, 1,6mL de reactivo A, 6,4mL de agua destilada, 0,8mL de reactivo C y 0,8mL de reactivo B. Agitar bien la mezcla y dejar reposar en oscuridad para que se desarrolle el color.

Determinación del nitrógeno en forma amónica: En tubos de ensayo de 10mL se toman 0,4mL de extracto de suelo y se añaden los mismos reactivos utilizados en la preparación de los patrones en las mismas cantidades y en el mismo orden. La mezcla se agita y se deja reposar 45 minutos en oscuridad. Pasado ese tiempo se mide en un espectrofotómetro la absorbancia a longitud de onda de $\lambda = 660\text{nm}$ y se determina la concentración de N-NH₄⁺ respecto a la recta patrón.

7.1.2.7. Nitrógeno en forma de nitratos (N-NO₃⁻)

Fundamento: Determinación potenciométrica del N-NO₃⁻ soluble en extracto acuoso mediante electrodo selectivo.

Reactivos

- Ácido bórico (H₃BO₃) 1M.

- Sulfato de plata (Ag_2SO_4) 0,05M.
- Ácido sulfámico (HOSO_2NH_2) 0,1 M.
- Sulfato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) 2M. Electrolito base.

Preparación de disoluciones

- Solución stock de 1000ppm de N-NO_3^- : Pesar 7,128g de KNO_3 (secado en la estufa a 110°C durante 2 horas) y llevar a 1 litro de agua destilada.

Procedimiento: Se pesan 6g de muestra en un tubo “falcon” de centrifuga. Añadir 30mL de agua destilada (calidad miliQ) (relación 1:5p/v) y agitar mecánicamente durante 2 horas, centrifugas y filtrar el sobrenadante con papel lavado a ácidos.

Recta patrón: los patrones se preparan a partir de la disolución madre en matraces aforados de 25 mL, disoluciones que contengan exactamente 3, 10, 30, 50 y 100 ppm de N-NO_3^- cogiendo: 0,075, 0,25, 0,75, 1,25 y 2.5mL y enrasando con agua destilada. Añadir 0,25 de H_3BO_3 1M y 0,5mL de electrolito $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y mezclar bien. Se representa la lectura en mV (como Log) frente a la concentración de N-NO_3^-

Determinación de nitrógeno en forma de nitrato: Se toman 25 ml de cada extracto y se añaden 0,25mL de H_3BO_3 1M y 0,5mL del electrolito $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Hacer una prueba añadiendo con pipeta pasteur unas gotas de Ag_2SO_4 0,05M para ver si hay turbidez, en tal caso, para evitar interferencias se añaden a cada muestra 0,5mL. Finalmente se determina el N-NO_3^- con el electrodo selectivo, previamente estabilizado durante 30-40 minutos con una solución KNO_3 0.01M. Se calcula la concentración usando la recta patrón y con la lectura en mV (log).

7.1.2.8. Potasio disponible ($K_{\text{disponible}}$)

Fundamento: El contenido en macronutrientes asimilables se determina mediante extracción del suelo por agitación, con una disolución de acetato de amonio 1M a pH 7 (Kundsén y col. 1982) y posteriormente, se determinan en el extracto obtenido, mediante espectrometría de absorción atómica por emisión.

Reactivos:

- Ácido clorhídrico, HCl 1:1.
- Acetato de amonio 1N pH 7.

Pesar 77,08 g de acetato de amonio y disolver en 800 ml de agua desionizada. Ajustar el pH de la disolución hasta 7 mediante adición de ácido clorhídrico 1:1, HCl, y enrasar a 1 L con agua desionizada en matraz aforado. El pH de la disolución debe comprobarse cada vez que se realice el ensayo.

Procedimiento: Pesar, con precisión de 1 mg, 2 g de suelo seco tamizado a 2 mm e introducirlos en tubo de centrífuga de 50 mL. Añadir 20 mL de disolución extractora de acetato de amonio 1 N y agitar durante treinta minutos en un agitador rotativo. A continuación, centrifugar a 2500 rpm durante 5 minutos y filtrar usando doble filtro. Se mide mediante espectrometría de absorción atómica por emisión y el contenido en K se calcula mediante la siguiente expresión:

$$K_{\text{disponible}} (\text{mg K kg suelo}^{-1}) = (C \times 20 \times d) / P$$

Dónde:

- C: concentración obtenida en la lectura espectrofotométrica de absorción atómica por emisión (mg L^{-1}).
- d: factor de dilución.
- 20: volumen de disolución extractora de acetato de amonio.
- P: peso de la muestra de suelo (g).

7.1.2.9. Fósforo disponible ($P_{\text{disponible}}$)

Fundamento: extracción y determinación colorimétrica mediante la reducción del complejo fosfomolibdato de amonio con ácido ascórbico (Watanabe y Olsen, 1965).

Reactivos

- Hidróxido sódico 1M.
- Bicarbonato sódico 0.5M, pH = 8.5
- Carbón activo, exento de fósforo.
- Molibdato amónico.
- Tartrato de antimonio y potasio.
- Ácido ascórbico.
- Ácido sulfúrico 5N.
- Ácido sulfúrico 0.5M.

- Fósforo monopotásico.

Preparación de disoluciones

- Reactivo A: Disolver 12 g de molibdato amónico en 250 mL de agua destilada. Disolver por otro lado 0,2908 g de tartrato de antimonio y potasio en 100 mL de agua destilada y llevar a 1 L con H₂SO₄ 5N. Mezclar estas dos disoluciones y completar con agua destilada hasta 2 L. Conservar en recipiente opaco en frigorífico.
- Reactivo B: Disolver 1,056 g de ácido ascórbico en 200 mL de reactivo A (hacerlo diariamente, no conservar más de 24 horas).
- Solución stock de 1000ppm de P: Disolver 4,3937 g de fósforo monopotásico en 1L de agua destilada.
- Solución stock de 5 ppm de P: Diluir 5 mL de la disolución anterior y llevar a 1L con agua destilada.

Procedimiento: Se pesan 2,5 g de suelo, se añade 0,25 g de carbón activo y 25 mL de NaHCO₃ 0,5 M (relación 1:10 (p/v)). Se agita mecánicamente durante 30 minutos, se centrifuga y se filtra.

Recta de calibración: Preparar a partir de la disolución stock de 5 ppm de P las disoluciones patrón con una concentración de 0,1, 0,2, 0,2, 0,4, 0,5, 0,6 y 0,7 ppm, añadiendo 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1,0, 1,2 y 1,4 mL en tubos de ensayo, 6 mL de agua destilada, 2 mL de reactivo B y enrasando a 10 mL con agua destilada. Mezclar bien y dejar reposar un tiempo comprendido entre 15 minutos y 24 horas.

Determinación del fósforo: se toman 2 mL del extracto, se añaden 4 mL de agua destilada y se ajusta el pH con H₂SO₄ 0,5N hasta alcanzar un pH 5. A continuación se añaden 2 mL de reactivo B recientemente preparado y agua destilada hasta 10mL. Se deja reposar un tiempo superior a 15 minutos e inferior a 24 horas. Se mide la absorbancia a la longitud de onda de $\lambda = 696$ nm.

7.1.3. Material vegetal

7.1.3.1. Preparación de la muestra

Las plantas se cortan para separarlas de las raíces y se pesan para obtener el peso fresco. Se lavan primero con agua corriente para separar la parte de las sustancias extrañas y después con agua destilada. Se secan en estufa de aire forzado a 60°C, se pesan para obtener el peso seco y por último se muelen. Las muestras se guardan en desecador hasta su análisis.

7.1.3.2. Nitrógeno total (NT)

Fundamento: Medida mediante un analizador elemental CNHS.

Procedimiento: Se utiliza el mismo procedimiento que para suelos. Se pesan 1-2 mg de muestra (finamente molida en mortero de ágata) en una cápsula de estaño con una precisión de 0,001mg. Se procede al análisis una vez calibrado el analizador con el patrón de atropina.

7.1.3.3. Mineralización de la muestra

Fundamento: Digestión del material con peróxido de hidrógeno y ácido nítrico en microondas Ethos-1 (Milestone).

Reactivos:

- H₂O₂
- HNO₃

Procedimiento: Se utiliza el mismo procedimiento que para los digeridos. Se pesa entre 0,100 y 0,200 g del material (con una precisión de 0,0001 g) en un vaso de microondas, y se añaden con dispensador 2 ml de H₂O₂ esperar unos minutos y añadir 8 ml de HNO₃. Mezclar cuidadosamente y dejar reposar unos minutos antes de cerrar los vasos. Colocar los vasos en sus respectivas estructuras y cerrar con la llave neumática. Colocar las estructuras dentro del microondas, engancharlas en los resortes y poner la tapa superior para asegurarlas. Las muestras se digieren mediante una rampa de temperatura de 0 a 170°C durante 10 minutos y a 170°C 15 minutos más. Una vez finalizado el programa, se abren cuidadosamente los tubos de microondas bajo campana. Filtrar las digestiones en matraces aforados de 25 ml con papel de filtro lavado

a ácidos y enrasar con agua destilada. Guardar las digestiones filtradas en botes de 50 ml.

Se determinan los macro- y micronutrientes y los metales pesados mediante ICP-OES en el extracto obtenido.

7.2. ANEXO II: Imágenes



Figura 7.2.1: Recepción muestra M1 de digeridos



Figura 7.2.2: Determinación CE en muestra de digerido.



Figura 7.2.3: Preparación muestras de digerido.



Figura 7.2.4: Filtrado de muestras en ensayo de mineralización de digeridos.



Figura 7.2.5: Determinación $N-NH_4^+$ en muestras de digeridos.

