



PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA ARGENTINA

Ingeniería Agronómica

Compostaje de digerido porcino: un enfoque sustentable para la producción de biofertilizantes

Trabajo final de graduación para optar por el título de:

Ingeniero Agrónomo

Autor: Marcos Carrillo

Director externo: Riera, Nicolás Iván

Co-Directora externa: Beily, María Eugenia

Fecha de defensa: 2/6/2025

Agradecimientos

Quiero expresar mi agradecimiento a mi director, Nicolás, por su invaluable colaboración, sus aportes de conocimiento y su orientación en cada etapa de esta tesis.

A mi co-directora, Eugenia, por su dedicación constante, por facilitar los recursos necesarios para el desarrollo de este trabajo y por siempre dar una mano cuando lo necesitaba.

A mi familia, cuyo apoyo incondicional durante toda la carrera y la realización de esta investigación ha sido fundamental, así como por el esfuerzo que hicieron para que este proyecto se hiciera realidad.

Al Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) y, en particular, a los integrantes del laboratorio de transformación de los Residuos del INTA Castelar: Eugenia, Nicolás, Natalia y Patricia, por brindarme la oportunidad de trabajar junto a ellos y confiar en mí para llevar adelante esta tesis.

Al Instituto de Floricultura y Patobiología, por facilitarme la realización de algunos de los parámetros claves para la realización de esta tesis

A Franco y todo el equipo del establecimiento porcino que brindaron su apoyo para el desarrollo del ensayo y el mantenimiento de las condiciones adecuadas para lograr un experimento controlado.

A mis amigos y compañeros, que escucharon incontables veces mis reflexiones sobre la tesis y el INTA, siempre ofreciéndome su apoyo.

Por último, al Proyecto Nacional del INTA PD-I122 de Gestión y estrategias tecnológicas para la transformación de las biomásas y subproductos en bioenergía y bioproductos de valor agregado y al convenio de Cooperación Científica Internacional N° 28142 Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs (BIOMA), por proporcionar los recursos necesarios para la ejecución de este trabajo.

Contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1. Producción de cerdos a nivel mundial.....	10
1.2. Producción porcina en Argentina	10
1.3. Sistemas de producción porcina.....	10
1.4. Problemática ambiental de los residuos.....	11
1.5. Tratamiento de los residuos porcinos.....	11
1.6. Digestión anaeróbica	12
1.7. Compostaje.....	14
1.7.1. Etapas del compostaje	14
1.7.1.1. Etapa de descomposición	15
1.7.1.2. Etapa de maduración.....	15
1.7.2. Parámetros del proceso de compostaje	15
1.7.3. Calidad del compost.....	18
1.8. El compost como bioinsumo y su rol en la agricultura sostenible	18
2. HIPÓTESIS.....	20
3. OBJETIVOS.....	20
3.1. Objetivo general	20
3.2. Objetivos específicos	20
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
4.1. Localización del proyecto.....	21
4.2. Selección de sustrato y aditivos.....	21
4.3. Caracterización del sustrato y los aditivos.....	22
4.4. Armado de pilas.....	22
4.5. Parámetros de control del proceso	24
4.6. Seguimiento y muestreo del proceso	26
4.7. Análisis realizados en cada tiempo de muestreo.	28
4.8. Parámetros analíticos evaluados	28
4.8.1. Parámetros de Calidad	28
4.8.1.1. Ph.....	28
4.8.1.2. Conductividad eléctrica (CE dS/m)	29

4.8.1.3.	Relación C/N (%)	29
4.8.1.4.	Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	29
4.8.1.5.	Materia orgánica (MO %) y cenizas y Carbono Orgánico Total (COT)	30
4.8.1.6.	Humedad y Materia seca (MS %)	31
4.8.1.7.	Elementos potencialmente tóxicos	31
4.8.2.	Nivel de Patógenos	32
4.8.2.1.	Determinación bacteriológica: Coliformes totales, termotolerantes, E. Coli y Salmonella spp.	32
4.8.2.2.	Determinación de huevos de helmintos.....	32
4.8.3.	Indicadores de estabilidad y madurez	33
4.8.3.1.	Índice Respirométrico Estático	33
4.8.3.2.	Carbono soluble en agua.....	33
4.8.3.3.	Amonio y relación Amonio / Nitrato	33
4.8.3.4.	indicador de madurez: Fitotoxicidad	34
4.8.3.5.	Otros parámetros de interés:	35
4.8.3.6.	Sulfato soluble (SO_4^{-2})	35
4.8.3.7.	Cationes Mayoritarios y elementos trazas solubles y totales.....	36
4.8.3.8.	Fosforo total y soluble	37
4.8.3.9.	Determinación del fósforo soluble	38
4.8.3.10.	Densidad aparente	38
4.8.3.11.	Análisis estadístico	39
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
5.1.	Caracterización inicial del digerido.....	40
5.2.	Caracterización del Carbón activado y la Tierra Fuller.....	44
5.3.	Caracterización del compostaje.....	44
5.3.1.	Evolución de la Temperatura.....	44
5.3.2.	Evolución de los parámetros físico-químicos.....	45
5.3.3.	Parámetros de estabilidad y madurez.....	48
5.3.4.	Patógenos.....	50
5.3.5.	Macro y micronutrientes.....	51
6.	Conclusiones	56
7.	BIBLIOGRAFIA.....	57
8.	ANEXOS	65

Tabla 1. Caracterización físico-químico y biológica inicial del digerido porcino sólido. Valores medios (n=9) ± Desviación estándar. Resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (SAyDS, 2019).	41
Tabla 2. descripción de los parámetros de materia seca (MS), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y la relación carbono/nitrógeno (C/N) para los aditivos utilizados en los tratamientos	44
Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos en DP, DPTF y DPCA	46
Tabla 4. Evolución de los parámetros de estabilidad y madurez durante el proceso de compostaje para los tratamientos DP, DPTF y DPCA.....	48
Figura 1: Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones bacterianas: 1) microorganismos hidrolíticos acidogénicos; 2) microorganismos acetogénicos; 3) microorganismos homoacetogénicos; 4) Microorganismos metanogénicos hidrogenófilos; 5) microorganismos metanogénicos acetoclásticos. Fuente: Pavlostathis y Giraldo, 1991.....	13
Figura 2. Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, Calidad y Uso. Fuente: Fuentes: Mazzarino y P. Satti (2012).	14
Figura 3. Evolución característica de la relación C/N durante el proceso de compostaje de pulpa de limón y cachaza. Fuente: Albornoz et al., 2012. Estación experimental agroindustrial obispo Colombes.	17
Figura 4. Salida del DSP del sinfín con un filtro estándar de acero inoxidable. Fuente: propia .	21
Figura 5. Preparación del tratamiento DPTF. Fuente: propia.....	23
Figura 6: Preparación del tratamiento DPCA. Fuente: propia	23
Figura 7. Vista del tratamiento DP en el campo. Fuente: propia	24
Figura 8. Riego manual de pilas de tratamiento. Fuente: propia.....	25
Figura 9. Aireación de las pilas de DPTF con la retroexcavadora. Fuente: propia.....	25
Figura 10. Monitoreo de la temperatura sobre las pilas de tratamiento. Fuente: propia	26
Figura 11 a y b. Muestreo de las pilas. Fuente: propia.....	27
Figura 12 a y b. Cuarteo y embolsado de muestras tomadas en las pilas de compostaje. Fuente: propia.....	27
Figura 13. Muestra de compost luego de la digestión ácida a temperatura. Fuente: propia	30
Figura 14. Análisis de los EP sobre las muestras digeridas de compost. Fuente: propia	31
Figura 15 a y b. Equipo de respirometría del LTR – IMyZA. Fuente: Propia.....	33
Figura 16. Medición del hipocótilo y raíz de las semillas de rabanito. Fuente: propia	35
Figura 17. Equipo VARIAN modelo 220 A utilizado para la determinación de Cationes Mayoritarios y elementos trazas solubles y totales. Fuente: propia.....	36
Figura 18. Matraces con muestras utilizadas para la determinación colorimétrica del fósforo. Fuente: propia.....	38
Figura 19. Evolución de la temperatura de las pilas de compost de los 3 tratamientos y temperatura diaria (T°C). Valores medios (n=9). DP: Digerido porcino; DPTF: Digerido porcino con tierra Fuller; DPCA: Digerido porcino con carbón activado	45
Figura 20 a y b. Valores promedio de amonio (a) y de nitratos (b) expresados en g/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). p<0,0001; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según la prueba de Kruskal Wallis (p< 0,05); (T1: primer muestreo 1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado).	49
Figura 21. Valores promedio de fósforo soluble en mg/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). p<0,0001; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según la prueba de Kruskal Wallis (p< 0,05); (T1:	

primer muestreo1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado). 54

Figura 22. Valores promedio de Sulfatos expresado en g/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). $p < 0,0001$; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$). (T1: primer muestreo 1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado). 55

ABREVIATURAS

APHA: Standard methods for examination of water and wastewater
C/N: Relación Carbono Nitrógeno
C: Carbono
Ca: Calcio
CE: Conductividad eléctrica
CH₄: Metano
CO₂: Dióxido de carbono
COT: Carbono orgánico total
Cu: Cobre
DSP: Digerido sólido porcino
DP: Digerido porcino
DPCA: Digerido porcino + carbón activado
DPTF: Digerido porcino + tierra Fuller
EPT: Elemento potencialmente tóxico
Eq: Equivalente
FAO: Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas
Fe: Hierro
H: Humedad
H₂SO₄: Ácido sulfúrico
HCl: Ácido clorhídrico
HNO₃: Ácido nítrico
IMyZA: Instituto de Microbiología y zoología Agrícola
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IRE: Índice respirométrico estático
K: Potasio
LTR: Laboratorio de transformación de residuos.
Meq: miliequivalentes
Mg: Magnesio
MO: Materia Orgánica
MS: Materia seca
N: Nitrógeno
Na: Sodio
NaOH: Hidróxido de Sodio
NH₃: Amoníaco
NH₄⁺: Amonio
NMP: Número más probable
N-NH₄ Nitrógeno de amonio
N-NO₃⁻: Nitrógeno de nitrato
NO₃⁻: Nitrato
NT: Nitrógeno total
PT: Fósforo total
SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria
ST: Sólidos totales
TMECC: Test Methods for the Examination of Composting and Compost
Zn: Zinc
Kg: Kilogramo
Tn: Tonelada

RESUMEN

El aumento sostenido del sector porcino en Argentina y en el mundo durante las últimas décadas ha intensificado su producción, lo que a su vez ha incrementado la generación de estiércoles y efluentes. Estos residuos concentran un elevado contenido de nitrógeno, fósforo, metales y microorganismos patógenos, lo que plantea importantes desafíos ambientales para el sector. En este contexto, la digestión anaeróbica se presenta como una estrategia eficiente para estabilizar estos residuos, al tiempo que permite generar una fuente de energía renovable (biogás) y un digerido rico en materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, en muchos casos, el digerido tanto en su fracción líquida como sólida, no logra alcanzar los niveles deseados de estabilidad y madurez, lo que disminuye su calidad agronómica y limita su aplicación directa en suelos. En este sentido, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el proceso de compostaje de la fracción sólida de un digerido anaeróbico, con y sin la adición de aditivos, y su impacto sobre la calidad fisicoquímica y biológica del producto final, con el fin de obtener una enmienda estable y de alto valor agronómico. Para ello, se montaron pilas de compostaje a escala de campo, aplicando tres tratamientos con tres réplicas cada uno: digerido porcino sólido (DP), digerido porcino sólido con el agregado del 5 % de tierra Fuller (DPTF) y digerido porcino sólido con el agregado del 5 % de carbón activado agotado proveniente de la purificación del biogás (DPCA). El ensayo tuvo una duración de 130 días, durante los cuales se monitorearon variables fisicoquímicas, microbiológicas, de estabilidad y madurez. Además, se evaluó diariamente la temperatura y el contenido de humedad, y se voltearon las pilas cada seis días para favorecer la oxigenación. Las curvas de temperatura obtenidas (70–55 °C durante más de 20 días) demostraron que el material de origen aún presentaba materia orgánica lábil por degradar. Asimismo, se comprobó que el agregado de ambos aditivos mejoró la retención de nitrógeno amoniacal, reduciendo las pérdidas por volatilización y favoreciendo la nitrificación. El tratamiento con carbón activado presentó, al finalizar el ensayo, una disminución significativa del pH, una mayor concentración de sulfatos y una mejora notable en la reducción de fitotoxicidad en comparación con los tratamientos DP y DPTF. En cuanto a los parámetros de estabilidad, los tres compost alcanzaron niveles aceptables de madurez (índice respirométrico < 0,5 mg O₂/g MO·h y carbono soluble en agua < 10 mg O₂/g MO), y además presentaron buena calidad sanitaria (Salmonella no detectable, bajo contenido de *E. coli* y ausencia de huevos de helmintos). No obstante, los tratamientos DP y DPTF superaron el límite de cobre (Cu) establecido para compost según la Resolución 1/2019. Se concluye que el compostaje de la fracción sólida del digerido porcino es una estrategia válida para alcanzar la estabilidad final del material y mejorar su calidad agronómica. Además, el agregado de aditivos —especialmente el carbón activado— constituye una alternativa eficaz para optimizar la calidad del compost y reutilizar un insumo que, de otro modo, debería ser dispuesto como residuo, favoreciendo así la adopción de prácticas más sustentables. En conclusión, el uso estratégico de aditivos en pequeñas proporciones durante el compostaje puede generar productos con características específicas según el tratamiento, aptos para distintos usos agrícolas. Asimismo, se refuerza la importancia de complementar los procesos anaeróbicos con tratamientos aeróbicos para asegurar productos seguros, estables y agronómicamente eficientes.

Palabras claves: Digerido porcino, carbón activado, tierra fuller, economía circular, estabilidad de compost, enmienda

ABSTRACT

The sustained growth of the swine sector in Argentina and worldwide over recent decades has led to intensified production systems, resulting in increased generation of manure and effluents. These residues contain high concentrations of nitrogen, phosphorus, heavy metals, and pathogenic microorganisms, posing significant environmental challenges for the sector. In this context, anaerobic digestion emerges as an efficient strategy for stabilizing these wastes while simultaneously producing a renewable energy source (biogas) and a digestate rich in organic matter and nutrients. However, the digestate—whether in its liquid or solid fraction—often fails to reach the desired stability and maturity parameters, thereby limiting its agronomic value for direct application to soils. The objective of this study was to evaluate the composting process of the solid fraction of anaerobic digestate, with and without the addition of specific additives, and its effect on the physicochemical and biological quality of the final product. The aim was to obtain a stable amendment with high agronomic value. To this end, composting piles were established at field scale using three treatments, each with three replicates: solid swine digestate (DP), solid swine digestate with 5% Fuller's earth (DPTF), and solid swine digestate with 5% activated carbon residue derived from biogas purification (DPCA). The trial lasted 130 days, during which physicochemical, microbiological, stability, and maturity variables were monitored. Additionally, temperature and moisture content were assessed daily, and the piles were turned every six days to enhance aeration. The temperature curves achieved (70–55 °C for more than 20 days) indicated the presence of readily degradable organic matter in the initial material. Furthermore, the addition of both additives improved ammoniacal nitrogen retention, reducing volatilization losses and enhancing nitrification. By the end of the trial, the activated carbon treatment showed a significant pH decrease, a higher concentration of sulfates, and a notable reduction in phytotoxicity compared to DP and DPTF. Regarding stability parameters, all three composts reached acceptable maturity levels (respiration index < 0.5 mg O₂/g VS·h and water-soluble carbon < 10 mg O₂/g VS) and exhibited good sanitary quality (non-detectable *Salmonella*, low *E. coli* content, and absence of helminth eggs). However, the DP and DPTF treatments exceeded the copper (Cu) limits established for compost by Resolution 1/2019. In conclusion, composting the solid fraction of swine digestate is a viable strategy to achieve final stabilization and enhance its agronomic quality. Moreover, the use of additives—particularly activated carbon—proves to be an effective alternative for improving compost quality while reusing a by-product that would otherwise require disposal, thus promoting more sustainable practices. Strategic use of such additives, even in small amounts, can result in composts with specific characteristics tailored for different agricultural uses. This underscores the importance of integrating anaerobic and aerobic treatments to ensure safe, stable, and agronomically efficient products.

Keywords: Pig digestate, activated carbon, Fuller's earth, circular economy, compost stability and amendment.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Producción de cerdos a nivel mundial

A nivel mundial, se estima que la producción de carne aumentará en aproximadamente 44 Mt para 2030, alcanzando los 373 Mt. La mayor parte de este crecimiento ocurrirá en los países en desarrollo, representando el 84% del total (OECD & FAO, 2021). Actualmente, la carne avícola lidera el consumo global, seguida por la carne de cerdo y, en tercer lugar, la carne bovina. Se proyecta que para 2030 la producción de carne de cerdo aumentará a 127 Mt, un 13% por encima de los niveles de 2018-2020, debido principalmente a la modernización de los sistemas de confinamiento e instalaciones en países emergentes y en desarrollo. Las producciones más pequeñas o tradicionales enfrentarán el desafío de vender su producción o modernizar sus sistemas para adaptarse a modelos comerciales más eficientes, donde enfermedades como la peste porcina africana (PPA) puedan ser monitoreadas y controladas con mayor eficacia (OECD & FAO, 2021).

1.2. Producción porcina en Argentina

En Argentina, la producción porcina surgió como una actividad secundaria en las explotaciones agrícolas, desarrollándose principalmente cerca de los núcleos maiceros. Esto permitió a los pequeños productores aumentar y asegurar sus ingresos mediante la conversión de granos en carne (Vicari, 2012; Beily, 2015). Las condiciones agroclimáticas favorables del país, junto con la proximidad a las zonas productoras de maíz, han generado un entorno óptimo para obtener productos de alta calidad a costos competitivos. La cercanía a estas regiones reduce los costos de transporte y facilita el acceso a alimento de bajo costo, lo que es crucial en una industria donde la alimentación representa entre el 70% y el 74% del costo total de producción (Fenoglio, 2009).

En consecuencia, las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba y Entre Ríos concentran cerca del 70% de la producción y faena porcina nacional, coincidiendo con las principales regiones cerealeras. Aunque la producción porcina representa el menor porcentaje dentro del consumo total de carne en el país, ha mostrado un crecimiento sostenido. En términos de consumo per cápita, los argentinos consumen anualmente 70 kg de carne bovina, 49,2 kg de carne aviar y 14,5 kg de carne porcina (secretaría de Bioeconomía, 2023). Sin embargo, la carne porcina destaca por su crecimiento anual del 7%, superando a la carne bovina y aviar.

En 2023, el sector alcanzó cifras récord con 8,1 millones de porcinos faenados, marcando un incremento del 5,3% respecto a 2022 (secretaría de Bioeconomía, 2023). La producción total alcanzó las 761.863 toneladas de res con hueso equivalente, con un crecimiento interanual del 5%. En los últimos 10 años, Argentina duplicó su producción de carne porcina, y en los últimos 20 años la multiplicó por más de cuatro (Rubies et al., 2024).

1.3. Sistemas de producción porcina

En Argentina, el sector porcino se clasifica según el número de madres y el sistema de crianza. De acuerdo con el Ministerio de Agricultura de la Nación Argentina (2021), la distribución de establecimientos por número de madres es la siguiente:

- Hasta 10 madres: 81% de los establecimientos, 23,3% de los animales.
- Entre 11 y 50 madres: 16% de los establecimientos, 21,65% de los animales.
- Entre 51 y 100 madres: 2% de los establecimientos, 10,56% de los animales.
- Entre 101 y 500 madres: 0,8% de los establecimientos, 17,04% de los animales.
- Más de 500 madres: 0,17% de los establecimientos, 27,42% de los animales.

En cuanto al sistema de crianza, la producción se clasifica en extensiva, semi-intensiva e intensiva. Así mismo, según el manual de Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcinos (Maisonave et al., 2015), los sistemas también se diferencian por el método de recolección de excretas, que puede ser seco o húmedo.

Los sistemas de manejo de excretas secos, como la "cama profunda", requieren baja a media inversión y permiten una producción intensificada. Se emplean en todas las etapas de engorde y utilizan materiales absorbentes (paja, rastrojo, viruta) para la gestión del estiércol, aplicando el método "todo adentro, todo afuera" (Alder, 2018).

Por su parte, el manejo de excretas húmedas se divide en dos subsistemas: galpones con piso de concreto y con piso ranurado. En los primeros, el piso presenta una pendiente de 1-1,5 cm hacia un canal de recolección del efluente. En los segundos, el piso ranurado permite la caída de deyecciones en fosas de recolección, con retiro periódico según la frecuencia de manejo (Brunori et al., 2012; Maisonave et al., 2015).

1.4. Problemática ambiental de los residuos

Antes de la intensificación de la producción, el manejo de los estiércoles no generaba problemas ambientales significativos, ya que la mayoría de las explotaciones eran de menor escala y mantenían un equilibrio natural con el suelo, donde las deyecciones servían como abono. Sin embargo, la modernización de la agricultura separó los sistemas mixtos de ganadería-agricultura, desplazando la producción porcina a zonas marginales con mayor carga animal por hectárea. Esto generó problemas ambientales, como la acumulación de purines sin una gestión territorial adecuada (Coma & Bonet, 2004).

El aumento del censo porcino ha incrementado la generación de deyecciones, tanto directas (excretadas por los animales) como indirectas (almacenamiento y tratamiento de purines). Aunque los productores han incorporado tecnologías para mejorar la eficiencia en sanidad, nutrición e infraestructura, la gestión de residuos sigue siendo un desafío (Hongn & Vottero, 2017). Entre los impactos negativos destacan la emisión de olores, la proliferación de plagas y la contaminación ambiental, lo que representa un obstáculo para la sostenibilidad del sector.

1.5. Tratamiento de los residuos porcinos

Los efluentes porcinos o purines son un material heterogéneo compuesto por deyecciones sólidas y líquidas, restos de alimentación que pueden caer de los comederos, agua de lavado o bebida, así como otros residuos orgánicos, incluyendo restos vegetales y productos utilizados en el manejo de enfermedades, plagas o limpieza del establecimiento (Avila, et al., 2019).

En promedio, un cerdo produce un volumen de deyecciones (orina + heces) equivalente al 7% de su peso vivo, con un valor general de aproximadamente 7 litros/día. Este volumen puede variar según el estado fisiológico del animal, la raza, la edad, la dieta y la época del año (Expósito Vélez, 2004).

En cuanto al manejo de los efluentes porcinos, una práctica común es su disposición en el ambiente sin ningún tipo de tratamiento, ya sea en cuerpos de agua o en el suelo. Otra práctica habitual es su uso como fertilizante sin criterios agronómicos adecuados. Además, es frecuente el almacenamiento al aire libre en piletones (Barrionuevo et al., 2019). Todas estas formas de manejo son perjudiciales para el ambiente, afectando especialmente las aguas superficiales y subterráneas, el suelo y la calidad del aire, debido a la generación de olores desagradables y la emisión de gases contaminantes (Astorga et al., 2020).

El tratamiento de los residuos de cualquier producción tiene como objetivo reducir su impacto ambiental, logrando que el producto final sea menos nocivo que el residuo original. En el caso de las excretas, se busca disminuir la carga orgánica y estabilizar biológicamente el material, reduciendo además la presencia de microorganismos patógenos y parásitos. Asimismo, es fundamental minimizar los niveles de metales pesados, que pueden acumularse en el suelo o el agua y representar un riesgo ambiental (Riera, 2019).

En Argentina, la estabilización de los residuos ganaderos se realiza tradicionalmente mediante lagunas abiertas de estabilización. En los últimos años, el tratamiento anaeróbico ha ganado popularidad, ya que permite estabilizar la materia orgánica y reducir la carga patogénica, al tiempo que genera biogás y un biofertilizante a partir de los digeridos anaeróbicos. Para el tratamiento de estiércoles porcinos o la fracción sólida de los efluentes, la técnica más utilizada es la estabilización aeróbica mediante compostaje. Este proceso es relativamente sencillo y permite obtener una enmienda rica en materia orgánica, micro y macronutrientes, además de estar libre de patógenos (García et al., 2021; Pegoraro, et al., 2020).

1.6. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica (DA) es un proceso biológico eficiente y ambientalmente sostenible para la conversión y tratamiento de biomasa compleja y residuos tóxicos. Implica la descomposición microbiana de materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando biogás, compuesto principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), junto con menores cantidades de sulfuro de hidrógeno (H_2S), amoníaco (NH_3) y humedad (Laiq Ur Rehman et al., 2019). Además, se obtiene un efluente rico en nutrientes denominado digerido.

El proceso ocurre en cuatro etapas sucesivas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La eficiencia del proceso depende de la interacción entre diversos microorganismos que actúan en cada una de estas fases. Por ello, es crucial monitorear el sistema para maximizar la producción de metano y garantizar un digerido estable (Meegoda, et al., 2018). La figura 1 muestra un diagrama en el cual se puede observar el desarrollo de las etapas del proceso anaeróbico.

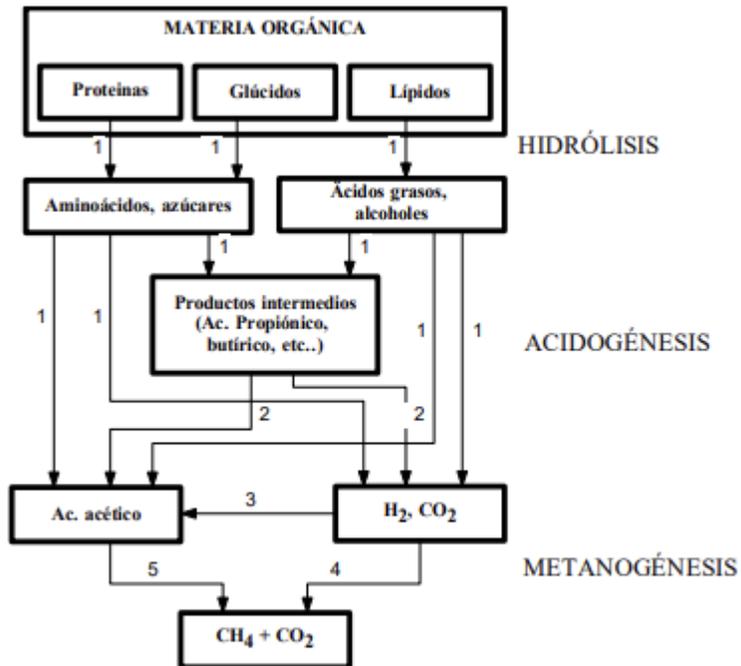


Figura 1: Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones bacterianas: 1) microorganismos hidrolíticos acidogénicos; 2) microorganismos acetogénicos; 3) microorganismos homoacetogénicos; 4) Microorganismos metanogénicos hidrogenófilos; 5) microorganismos metanogénicos acetoclásticos. Fuente: Pavlostathis y Giraldo, 1991.

El biogás producido en la digestión anaeróbica se valora como una fuente de energía, mientras que el digerido tiene un alto potencial como biofertilizante. Sin embargo, cuando se tratan efluentes provenientes de animales como los cerdos, es crucial considerar ciertos criterios de calidad para el digerido final. Al ser animales monogástricos, los cerdos excretan aproximadamente el 77% de los nutrientes que ingieren, incluidos nitrógeno (45-60%), calcio y fósforo (50-80%), así como otros elementos como K, Na, Mg, Cu, Mn, Fe y Zn, cuyos niveles de excreción pueden superar el 95% (Beily et al., 2023). Estos últimos elementos representan un riesgo ambiental, ya que, en concentraciones elevadas, pueden causar fitotoxicidad en las plantas. Además, la alta carga de microorganismos patógenos presente en los estiércoles constituye un grave problema sanitario tanto para animales como para humanos (Fuentes Bustamante, 2020).

Por lo tanto, aunque la digestión anaeróbica es considerada una alternativa eficaz para el tratamiento de estos residuos, permitiendo la estabilización de la materia orgánica y la reducción de la carga patógena, el digerido generado aún puede contener altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y otros elementos potencialmente tóxicos. Esto plantea desafíos importantes para su aplicación en suelos agrícolas. En Argentina, la Resolución 19/2019 regula su uso, estableciendo criterios de higienización, estabilidad y contenido de contaminantes. Aunque el digerido es una fuente valiosa de nutrientes fácilmente asimilables por las plantas (Wu

et al., 2016), su aplicación sin un tratamiento adecuado puede provocar fitotoxicidad y emisiones de amoníaco. Para mitigar estos riesgos, muchas plantas de biogás en Argentina implementan sistemas de separación de fases, generando digerido líquido (DL), con menor contenido de sólidos, y digerido sólido (DS), más rico en materia orgánica y nutrientes (Bres et al., 2021). No obstante, pocos DS cumplen con los estándares de estabilidad y madurez requeridos para su uso como enmienda, lo que resalta la necesidad de estrategias de manejo que optimicen su calidad y amplíen sus posibilidades de aprovechamiento en el mercado.

1.7. Compostaje

El compostaje es un proceso de degradación aeróbica de la materia orgánica mediado por microorganismos como hongos y bacterias. Estos descomponen los residuos bajo condiciones óptimas para obtener un producto estable de alta calidad biológica y química (Bohórquez Santana, 2019).

Durante el compostaje, la materia orgánica se estabiliza y se eliminan parásitos y patógenos perjudiciales para la salud animal y humana. Esto se logra mediante temperaturas elevadas generadas biológicamente, lo que da como resultado un producto higienizado, libre de semillas de malezas y apto para la mejora del suelo (Riera, 2019).

1.7.1. Etapas del compostaje

El compostaje comprende dos etapas clave: la descomposición y la maduración, cada una con fases mesófila y termófila. La figura 2 muestra un esquema de las diferentes fases del compostaje en relación con la temperatura en un proceso estable.

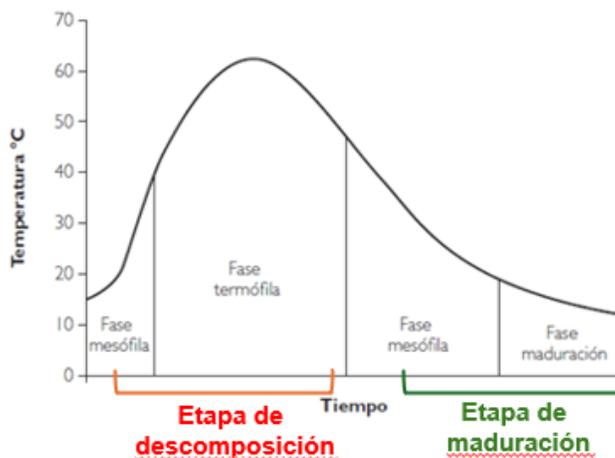


Figura 2. Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, Calidad y Uso. Fuente: Fuentes: Mazzarino y P. Satti (2012).

1.7.1.1. Etapa de descomposición

En esta fase, las moléculas complejas de proteínas, carbohidratos y grasas se descomponen en compuestos más simples.

- **Fase mesófila:** La temperatura de la pila compostada aumenta de la temperatura ambiente hasta aproximadamente 45°C, debido a la actividad de microorganismos mesófilos que oxidan compuestos carbonados, nitrogenados y azufrados. La falta de disipación de calor provoca un incremento adicional de temperatura, iniciando la siguiente fase. Durante esta fase, es crucial mantener la humedad y aireación adecuadas para conservar la microflora mesófila (Hafner et al., 2018; Vega Mojica, 2022).
- **Fase termófila:** Se activa cuando la temperatura supera los 45°C, favoreciendo el crecimiento de microorganismos termófilos y termotolerantes. Durante esta fase, se eliminan patógenos como *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Streptococcus spp.* y *Aspergillus spp.*, así como semillas de malezas, garantizando la inocuidad del producto final (Bohórquez Santana, 2019). Finalizada esta etapa, se obtiene un material higienizado.

1.7.1.2. Etapa de maduración

Durante la fase mesófila de maduración, la temperatura desciende por debajo de 40°C y los microorganismos mesófilos descomponen los últimos compuestos orgánicos complejos (Docampo, 2013). Posteriormente, en la fase de maduración, el compost alcanza la temperatura ambiente y proliferan hongos, bacterias benéficas y microfauna como nematodos, lombrices y protozoarios. También aparecen microorganismos antagonistas como *Trichoderma spp.*, que contribuyen al control de patógenos.

Una vez alcanzado el equilibrio de la temperatura ambiental, y sin observar aumentos de temperatura, las pilas de material compostado ya no requieren volteos frecuentes, ya que la actividad biológica disminuye y se vuelve más estable. Además, es importante señalar que el tamaño de las pilas de compost se reduce aproximadamente en un 50% debido a los procesos de descomposición ocurridos (Riera, 2009).

1.7.2. Parámetros del proceso de compostaje

Como se mencionó anteriormente, para asegurar un proceso de compostaje estable, es necesario monitorear y controlar diversos parámetros durante su desarrollo. A continuación, se describen los más importantes:

Oxígeno y aireación:

En condiciones aerobias, como las del compostaje, la degradación del material rico en carbono se caracteriza por el consumo de oxígeno y la producción de dióxido de carbono, calor y agua. Es crucial reponer continuamente el oxígeno en la pila compostada para favorecer la descomposición (Yang and Zhang, 2022). Los microorganismos requieren oxígeno para realizar este proceso, pero su función no se limita a esto. Durante la descomposición se genera calor y agua como subproductos de las reacciones químicas que ocurren en el material. Por ello, la aireación y el volteo de las pilas son esenciales para asegurar la oxigenación de los microorganismos y controlar tanto la temperatura como el exceso de humedad generado por la

evaporación.

Dependiendo del tipo de material compostado, la aireación necesaria puede variar. Materiales menos porosos requieren una ventilación más forzada, mientras que aquellos con agregados más grandes, que generan mayor porosidad, permiten una ventilación más natural por intercambio pasivo. El volteo de las pilas siempre es recomendable para mejorar la ventilación y oxigenación del material compostado, aunque la frecuencia del volteo puede variar (Barrena Gómez, 2007)

Ph:

Aunque el proceso de compostaje puede ocurrir en un rango amplio de pH entre 5 y 8, lo ideal es comenzar con un pH cercano a 7, ya que esto favorece la cinética del proceso, optimizando los tiempos de compostaje y las reacciones iniciales. Con el tiempo, el material compostado desarrolla una capacidad tamponadora debido a la formación de dióxido de carbono y amoníaco, lo que hace que las variaciones en el pH no afecten significativamente el proceso. Al igual que la temperatura, el pH es un indicador de la evolución del proceso. A medida que la materia orgánica se descompone, especialmente las proteínas, se libera amoníaco, lo que hace que el pH aumente (Riera 2019).

Relación Carbono:Nitrógeno (C:N):

La relación C:N se calcula dividiendo el contenido de carbono entre el de nitrógeno orgánico. Para un compostaje exitoso, es fundamental mantener esta relación equilibrada. Las altas relaciones C/N se utilizan para reducir la pérdida de nitrógeno, mientras que las bajas relaciones C/N aumentan la pérdida de este elemento. En las etapas iniciales, se recomienda que la relación C:N oscile entre 25 y 35, ya que se estima que los microorganismos consumen entre 15 y 30 partes de carbono por cada parte de nitrógeno. A medida que avanza el proceso, la materia orgánica se descompone y la relación C:N disminuye considerablemente. Conocer la relación inicial C/N de los materiales a compostar es crucial, ya que proporciona información sobre la velocidad del proceso y las posibles pérdidas de nitrógeno (Soliva y López, 2004; Barrena Gómez, 2007)).

La figura 3, muestra un ejemplo del comportamiento típico que debe presentar la relación C/N en un proceso estable.

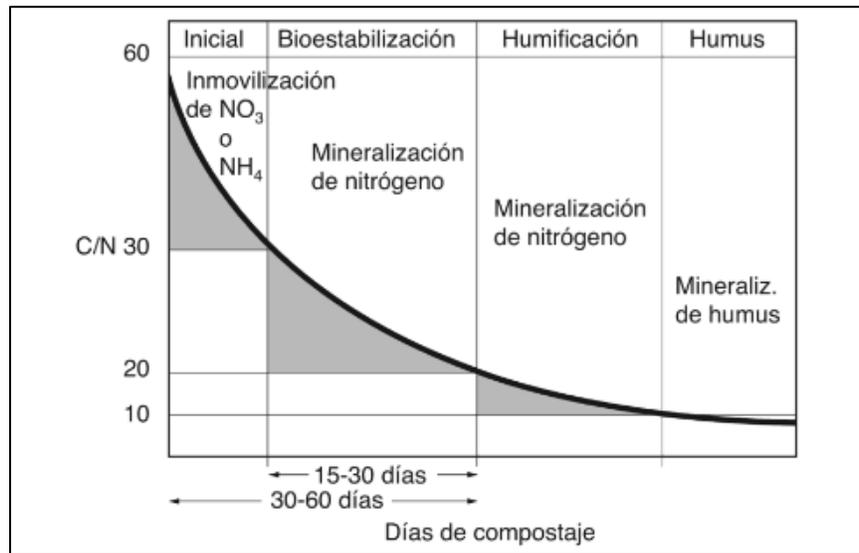


Figura 3. Evolución característica de la relación C/N durante el proceso de compostaje de pulpa de limón y cachaza. Fuente: Albornoz et al., 2012. Estación experimental agroindustrial obispo Colombres.

Temperatura:

La evolución de las temperaturas durante el proceso de compostaje es uno de los métodos más fáciles y comúnmente utilizados para controlar el proceso y verificar que cada etapa o fase se esté desarrollando correctamente. Se espera que la temperatura del material, al finalizar la fase de maduración, alcance niveles similares a los de la temperatura ambiental. Sin embargo, si el material no ha madurado completamente y la temperatura no alcanza los niveles altos necesarios para destruir los microorganismos, el proceso no se considera adecuado. Esta situación generalmente ocurre debido a factores como una baja humedad o la escasez de material (Riera, 2019; Barrena Gómez, 2007).

Humedad:

El compost debe mantener una humedad adecuada por varias razones. Un bajo contenido de humedad puede ser beneficioso para el transporte, pero dificulta su manejo y aplicación debido a la cantidad de polvo que generaría. Además, la baja humedad puede ser contraproducente para el desarrollo del compostaje, afectando negativamente las fases de descomposición y maduración. El agua es esencial para la supervivencia de los microorganismos, por lo que sin un porcentaje de humedad entre el 50 y 60%, estos no podrían llevar a cabo su función (Soliva & Lopez, 2004).

Tamaño de partículas:

El tamaño de las partículas a compostar influye significativamente en la velocidad y eficiencia del proceso, ya que, a menor tamaño de partícula, mayor es la superficie expuesta al ataque de los microorganismos, lo que incrementa la velocidad del proceso. El desmenuzamiento del material antes de iniciar el compostaje facilita la degradación y acorta el tiempo del proceso. Sin embargo, aunque el menor tamaño de partícula aumenta la superficie de ataque para los microorganismos, también reduce la porosidad del material, disminuyendo el espacio entre las partículas y afectando la aireación de las pilas. Esto impide que el oxígeno llegue al centro de la pila y que el dióxido de carbono escape, lo que restringe considerablemente la proliferación microbiana. Además, un material muy pequeño aumenta el riesgo de compactación de la pila (Moreno Casco & Moral Herrero, 2007).

1.7.3. Calidad del compost

La Resolución Conjunta 1/2019 del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) y la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental establece el marco normativo para la producción, registro y aplicación del compost en Argentina. Esta regulación define los parámetros de calidad necesarios para garantizar que el compost no genere impactos negativos en el medio ambiente ni en los cultivos donde se aplique. Según estos criterios, se clasifican dos tipos de compost (A y B) de acuerdo con los parámetros establecidos en la Tabla N° 3 del Anexo IV (ver Anexo I). La principal diferencia entre ambas categorías radica en que el compost de clase A no presenta restricciones de uso ni aplicación, mientras que el de clase B debe cumplir con limitaciones específicas detalladas en el Artículo 8° de la resolución.

1.8. El compost como bioinsumo y su rol en la agricultura sostenible

El uso excesivo de fertilizantes químicos inorgánicos en la agricultura ha contribuido significativamente a la contaminación del suelo, el agua y el aire. La presencia de metales pesados y otros compuestos en estos fertilizantes incrementa el riesgo de acumulación de residuos inorgánicos, la eutrofización de cuerpos de agua y la generación de partículas contaminantes que contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero. Esta dependencia creciente de insumos sintéticos ha llevado a la necesidad de aplicar mayores cantidades de fertilizantes para mantener la productividad, agravando así su impacto ambiental (Curadelli et al., 2023; Zilio et al., 2023)

Para avanzar hacia una agricultura más sostenible, es esencial reducir el uso de agroquímicos y reemplazarlos por alternativas más sustentables. En este contexto, los bioinsumos han emergido como una solución clave. Este término abarca una amplia gama de productos biológicos, incluyendo microorganismos benéficos, purines, estiércoles, digeridos anaeróbicos, compost, restos vegetales y extractos de plantas. En su mayoría, estos bioinsumos contienen microorganismos y materia orgánica estable, promoviendo la formación de simbiosis o asociaciones beneficiosas con las plantas y la mejora de la calidad y salud del suelo (Bullor et al., 2024)

El uso de bioinsumos no solo disminuye la dependencia de fertilizantes sintéticos, sino que también contribuye a la reducción de la huella de carbono, favorece la economía circular y refuerza la seguridad alimentaria global. En este contexto, la estabilización de la fracción sólida del digerido mediante la adición de aditivos constituye una estrategia clave para mejorar su calidad, asegurando un producto más estable, libre de patógenos y seguro para su aplicación como enmienda orgánica. Este enfoque permite valorizar los residuos agropecuarios, fortalecer

la sostenibilidad del sector porcino y generar un biofertilizante de alto valor agronómico, alineado con los principios de la producción agrícola sostenible (Portela et al., 2024).

2. HIPÓTESIS

La estabilización de la fracción sólida de los digeridos anaeróbica mediante compostaje genera una enmienda orgánica estable, libre de patógenos y rica en micro y macronutrientes.

La adición de aditivos contribuye a la retención y mejora del contenido de nutrientes, favoreciendo su uso en la producción agrícola y promoviendo sistemas más sustentables

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar el efecto del compostaje, con y sin aditivos, sobre la calidad fisicoquímica y biológica de la fracción sólida del digerido anaeróbico porcino, con el fin de obtener un bioinsumo estable y de alto valor agronómico.

3.2. Objetivos específicos

Caracterizar la calidad fisicoquímica inicial del digerido anaeróbico porcino y de los aditivos utilizados en el proceso de compostaje.

Realizar un ensayo de compostaje a escala campo utilizando la fracción sólida de un digerido porcino, con y sin el agregado de aditivos, y realizar un seguimiento de los parámetros físicos, químicos y biológicos durante el ensayo, a fin de identificar el correcto desarrollo del proceso.

Evaluar la calidad fisicoquímica, biológica y microbiológica del compost obtenido al finalizar el proceso, para determinar su estabilidad y potencial uso como enmienda orgánica.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Localización del proyecto

El proyecto fue desarrollado en un establecimiento producción porcina intensificada ubicado en la provincia de Buenos Aires. Este establecimiento cuenta con una planta de biogás, para el tratamiento de los efluentes porcinos en co-digestión con residuos agrícolas. La planta está compuesta por 3 reactores anaeróbicos de 4000 m³, con agitación mecánica y condiciones mesofílicas (38°C). Los efluentes a salida de los reactores (digerido anaeróbico) son tratados por un sistema constituido por un sinfín con un filtro estándar de acero inoxidable, el cual tiene por objetivo principal la separación de la fracción sólida de la fracción líquida, para así obtener un efluente con muy bajo contenido de sólidos y un sólido con bajo porcentaje de humedad.

4.2. Selección de sustrato y aditivos.

El sustrato principal seleccionado para el desarrollo del ensayo de compostaje fue la fracción sólida de digerido anaeróbico porcino (DSP), tomado a la salida del filtro de separación (Figura 4).



Figura 4. Salida del DSP del sinfín con un filtro estándar de acero inoxidable.
Fuente: propia

Para el presente proyecto se seleccionaron como aditivos tierra de Fuller (TF) y carbón activado (CA), proveniente del filtro del sistema de tratamiento para la remoción del ácido sulfhídrico del biogás.

El CA, utilizado en el presente estudio fue uno de origen comercial clarimex carboactiv pelet KOH®, proveniente de un proceso de pirolisis de la hulla bituminosa, y activado por medio de vapor de agua e impregnado con hidróxido de potasio. El mismo fue recogido del filtro para purificación del H₂S del biogás generado en la planta de digestión anaeróbica. Este CA, luego de ser utilizado, queda como un residuo el cual es muy rico en contenido de azufre (debido al proceso de remoción del H₂S del biogás). Además, el CA es conocido por su capacidad de adsorción de sustancias químicas (Xiao *et al.* 2021), como por ejemplo el fósforo y el amonio.

La TF, fue también de origen comercial, con la denominación AsorMic®. Este compuesto es un mineral natural de origen sedimentario y organogénico compuesto por un 70% de tierra de Diatomeas y un 30% de una arcilla de tipo Pirofilita. La misma fue seleccionada por sus propiedades de adsorber elementos ricos en macro y microelementos. Este compuesto, formado por silicatos de aluminio hidratados y óxidos de silicio, tiene un alto poder absorbente y alta superficie interna haciéndolo de gran interés ya que absorben entre otros iones de K⁺ y NH₄⁺.

4.3. Caracterización del sustrato y los aditivos

Inicialmente, se realizó un muestreo de la fracción sólida del digerido anaeróbico (DPS) con el objetivo de conocer sus características iniciales. Para ello, se tomaron muestras in situ, que fueron almacenadas y conservadas a 4 °C para su transporte al laboratorio de Transformación de Residuos (LTR) del Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) de INTA Castelar. Las muestras fueron evaluadas en cuanto a pH, conductividad eléctrica (CE), materia seca (MS), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻²) y densidad, siguiendo la metodología propuesta en el compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial (Martínez *et al.*, 2021). Además, se evaluó el índice respirométrico estático (IRE), según la metodología de Iannotti *et al.* (1993), modificado conforme a las recomendaciones de Thompson *et al.* (2001) en TMECC. Asimismo, se evaluaron NTK, MO, MS y densidad en los aditivos seleccionados.

4.4. Armado de pilas

Para el armado de las pilas se utilizó una retroexcavadora con pala mecánica en su parte frontal (2 m³), operada por el personal del establecimiento porcino.

Se realizaron tres tratamientos, con tres réplicas cada uno:

- **DPS:** Digerido porcino sólido.
- **DPTF:** Digerido porcino sólido (95 % v/v) con agregado de tierras filtrantes (5 % v/v).
- **DPCA:** Digerido porcino sólido (95 % v/v) con agregado de carbón activado peletizado (5 % v/v).

Cada tratamiento consistió en tres pilas de 7 m de largo × 3 m de ancho × 1,5 m de alto, alcanzando un volumen total de 10 m³ por pila. La Figura 5, muestra el armado del tratamiento DPTF, la Figura 6, la implementación del tratamiento DPCA y la Figura 7, la finalización del armado de todos los tratamientos.



Figura 5. Preparación del tratamiento DPTF.
Fuente: propia



Figura 6. Preparación del tratamiento DPCA.
Fuente: propia



Figura 7. Vista del tratamiento DP en el campo. Fuente: propia

4.5. Parámetros de control del proceso

Como se mencionó en la introducción, para que el proceso de compostaje se desarrolle correctamente, es fundamental mantener condiciones controladas de humedad, aireación y temperatura durante todo el ensayo.

Para asegurar estas condiciones, las pilas fueron humedecidas, aproximadamente, cada cuatro días con agua de riego (Figura 8). La cantidad de agua aplicada se determinó utilizando la técnica del puño, que consiste en tomar una alícuota de la muestra humedecida con la mano y presionarla suavemente. Si escurre demasiada agua, el material está excesivamente húmedo, lo que puede generar anoxia. Si libera poca agua y mantiene su forma al abrir la mano, la humedad es adecuada, y por último si no libera agua y se desmorona al abrir la mano, la humedad es insuficiente (Riera, 2019).



Figura 8. *Riego manual de pilas de tratamiento.*
Fuente: propia

Con respecto a la aireación, la misma fue realizada mediante el volteo de las pilas con la utilización de la retroexcavadora con pala frontal (Figura 9). El volteo de las pilas se realizó aproximadamente cada 6 días.



Figura 9. *Aireación de las pilas de DPTF con la retroexcavadora.* *Fuente: propia*

Por otro lado, la temperatura de las pilas fue medida y registrada diariamente con un termómetro digital (Figura 10) en cuatro puntos diferentes de cada pila. Luego, se calculó el promedio de temperatura de cada tratamiento para trazar la curva térmica, lo que permitió evaluar el comportamiento del proceso y determinar el final de cada etapa, estableciendo así los momentos de muestreo.



Figura 10. Monitoreo de la temperatura sobre las pilas de tratamiento. Fuente: propia

4.6. Seguimiento y muestreo del proceso

Se realizaron tres muestreos (T1, T2 y T3) en distintos momentos, correspondientes a las tres etapas principales del compostaje:

T1 – Día 0: Al finalizar el armado de las pilas.

T2 – Día 70: Al concluir la etapa termofílica e iniciar la mesofílica.

T3 – Día 130: Cuando la temperatura del material se igualó con la del ambiente (etapa psicofílica – final de maduración).

El muestreo consistió en tres tomas por réplica de tratamiento, desde diferentes zonas de las pilas para garantizar una mayor representatividad. Posteriormente, las muestras obtenidas fueron cuarteadas (Figura 11 a y b).



Figura 11 a y b. Muestreo de las pilas. Fuente: propia

El cuarteo es un método utilizado para reducir el tamaño de una muestra sólida (como suelo, minerales o granos) para que de esta manera se mantenga su representatividad. Es una técnica comúnmente usada en la preparación de muestras en campos como la geología, la agricultura y la minería. Primero se distribuye la muestra original sobre una superficie plana y se la divide en cuartos. Luego, se descartan dos cuartos opuestos entre sí y luego se repite el procedimiento hasta obtener la cantidad de muestra deseada para el análisis (Figura 12 a y b). Al finalizar este proceso, las muestras fueron embolsada y enviadas al laboratorio LTR para su análisis.



Figura 12 a y b. Cuarteo y embolsado de muestras tomadas en las pilas de compostaje. Fuente: propia

4.7. Análisis realizados en cada tiempo de muestreo.

En cada tiempo de muestreo se realizaron diferentes análisis tendientes a poder evaluar el desarrollo del proceso de compostaje. A continuación, se detallan cada parámetro analizado en cada momento.

Tiempo 1 – día 1 (T1): pH, CE, densidad, MS, MO, CO, NTK, NH_4^+ , NO_3^{2-} , fósforo soluble (Ps), sulfato soluble (SO_4^{2-}), calcio soluble (Ca sol), magnesio soluble (Mg sol), potasio soluble (K sol), sodio soluble (Na sol), zinc soluble (Zn sol), cobre soluble (Cu sol), fitotoxicidad (lechuga y rabanito), contenido de microorganismos (coliformes totales, coliformes termotolerantes, *E. coli* y *Salmonella* sp.) y presencia de parásitos (HPG).

Tiempo 2 – día 70 (T2): pH, CE, densidad, MS, MO, CO, NTK, NH_4^+ , NO_3^{2-} , fósforo soluble (Ps), fitotoxicidad (lechuga y rabanito), contenido de microorganismos (coliformes totales, coliformes termotolerantes, *E. coli* y *Salmonella* sp.) y presencia de parásitos (HPG).

Tiempo 3 - día 130 (T3): pH, CE, densidad, MS, MO, CO, NTK, NH_4^+ , NO_3^{2-} , fósforo soluble (Ps), fósforo total (PT), sulfatos (SO_4^{2-}), calcio soluble (Ca sol), magnesio soluble (Mg sol), potasio soluble (K sol), sodio soluble (Na sol), zinc soluble (Zn sol), cobre soluble (Cu sol), calcio total (Ca tot), magnesio total (Mg tot), potasio total (K tot), sodio total (Na tot), zinc total (Zn tot), cobre total (Cu tot), índice respirométrico estático (IRE) fitotoxicidad (lechuga y rabanito), contenido de microorganismos (coliformes totales, coliformes termotolerantes, *E. coli* y *Salmonella* sp.) y presencia de parásitos (HPG).

4.8. Parámetros analíticos evaluados

Según el Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost, Resolución Conjunta 1/19, de la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental y Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), el compost debe cumplir con ciertos parámetros para permitir su registro y venta. Esta normativa divide los diferentes parámetros según criterios de:

- Nivel de patógenos,
- Indicadores de estabilidad y madurez
- Parámetros de calidad

A continuación, se detallan los parámetros y técnicas analíticas utilizadas en el presente trabajo, siguiendo los criterios de la norma mencionada.

4.8.1. Parámetros de Calidad

4.8.1.1. Ph

El pH de una suspensión acuosa refleja la actividad del ion hidrógeno y afecta la disponibilidad de nutrientes, metales pesados, así como la abundancia y actividad microbiológica del material. Es un indicador clave de la calidad del compost y una herramienta útil para definir su aplicabilidad en el ámbito agronómico. La intensidad del carácter ácido o básico de una suspensión acuosa se puede medir a través de la actividad del ion hidrógeno (H^+), que en suspensiones diluidas se

puede asumir como equivalente a la concentración molar. La actividad del H^+ se expresa como $pH = -\log [H^+]$. Esta técnica se llevó a cabo según el método S-6 pH en suspensión 1:5, propuesto por Martínez *et al.* (2021) del Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial.

4.8.1.2. Conductividad eléctrica (CE dS/m)

La conductividad eléctrica es un indicador de la concentración de sales en solución. Valores elevados de conductividad eléctrica en residuos orgánicos y compost pueden limitar su aplicación en suelos, ya que podrían aumentar el riesgo de salinidad. Este parámetro también debe tenerse en cuenta al definir la proporción adecuada en la composición de sustratos para el cultivo de plantas. La CE no es más que una expresión de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Depende fundamentalmente de la cantidad y calidad de iones, así como de la temperatura de medición. Esta técnica se llevó a cabo según el método S-7 de conductividad eléctrica en suspensión 1:5, propuesto por Martínez *et al.* (2021).

4.8.1.3. Relación C/N (%)

Este indicador fue realizado mediante la medición del COT y el NTK, según la metodología propuesta por Martínez *et al.* (2021).

4.8.1.4. Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

El nitrógeno es uno de los nutrientes principales en el análisis de compost debido a que es sumamente requerido para el crecimiento vegetal. El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) se considera como la suma del nitrógeno orgánico más el inorgánico. Dentro de este, principalmente el nitrógeno del amonio ($N-NH_4^+$) y del nitrato ($N-NO_3^-$).

El método se basa en la destrucción de la materia orgánica con ácido sulfúrico concentrado en presencia de catalizadores, formándose sulfato de amonio. El producto de esta digestión (Figura 13) se destila en exceso de hidróxido de sodio lo que desprende amoníaco. El amoníaco se destila por arrastre de vapor y se recoge en una solución de ácido bórico que posteriormente se titula con una solución de ácido sulfúrico valorada. Esta técnica se llevó a cabo según el método S-9 propuesto por Martínez *et al.* (2021).



Figura 13. Muestra de compost luego de la digestión ácida a temperatura. Fuente: propia

4.8.1.5. Materia orgánica (MO %) y cenizas y Carbono Orgánico Total (COT)

La materia orgánica es el principal componente del compost, así como de los residuos agropecuarios y agroindustriales. A partir de este valor, es posible estimar el contenido de carbono orgánico. Durante el proceso de compostaje, dicho contenido disminuye, y su medición es clave para monitorear el avance del proceso. Una alícuota de la muestra seca a 70 ± 5 °C, se registra su peso y luego es calcinada a 550 ± 50 °C durante un mínimo de 4hs. La ceniza que se obtiene luego de la calcinación es la porción mineral de la muestra y la pérdida de masa corresponde al contenido de materia orgánica. Así mismo, con los datos obtenidos de la materia orgánica se procedió a calcular el carbono orgánico total. Esta se calcula según la ecuación 1

$$COT(\%bs) = MO (\%bs) / 1,8 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

MO %bs: materia orgánica en base seca (%).

1,8: es el factor de conversión que asume que el 56 % de la materia orgánica en un compost está compuesta por Carbono.

Esta técnica se llevó a cabo según el método S-5 de materia orgánica y cenizas, propuesto por Martínez et al. (2021).

4.8.1.6. Humedad y Materia seca (MS %)

La humedad representa la cantidad de agua presente en la muestra húmeda, mientras que la materia seca es lo que queda después de un proceso de secado específico bajo ciertas condiciones. Para la determinación analítica de la misma, se tomó una submuestra del material húmedo, la cual fue secada a $70 \pm 5^\circ\text{C}$ durante 24-48 hs hasta alcanzar una masa constante. La diferencia en la masa obtenida corresponde al contenido de agua de la muestra. Estas variables se utilizan para monitorear el proceso de compostaje, para referenciar otras variables (nutrientes, metales) en base seca y para calcular dosis de aplicación. Esta técnica se llevó a cabo según el método S-4 de humedad y materia seca propuesto por Martínez et al. (2021).

4.8.1.7. Elementos potencialmente tóxicos

Dentro del listado de EPT, propuesto por la resolución 19/19 se determinaron el zinc y el cobre. Esta técnica se llevó a cabo según el método A2-S-11 de digestión ácida por microondas propuesto por Martínez et al. (2021), seguido por su cuantificación en un equipo espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A (Figura 14). Además del Cu y el Zn, se cuantificó sobre las muestras el Na, K, Mg, Mn y Ca.



Figura 14. Análisis de los EP sobre las muestras digeridas de compost. Fuente: propia

4.8.2. Nivel de Patógenos

4.8.2.1. Determinación bacteriológica: Coliformes totales, termotolerantes, E. Coli y Salmonella spp.

La determinación de contenido de Coliformes totales, termotolerantes, E. Coli y Salmonella spp, fue realizada en el laboratorio de bacteriología del Instituto de Patobiología (IP), del INTA de Castelar.

La determinación de coliformes, coliformes termotolerantes (fecales) y *Escherichia coli* se realizó por la técnica del número más probable (NMP). Inicialmente, las muestras se homogenizaron en agua peptonada (1:10), y luego son sembradas en diferentes diluciones en caldo lauril triptosa y llevadas a incubación a 37°C. Los tubos que producen crecimiento y gas se consideran positivos para coliformes totales. Posteriormente de los tubos positivos se toma una alícuota y se siembran en otros tubos con caldo EC e incubados a 44,5°C. Los tubos que producen crecimiento y gas son considerados positivos para coliformes termotolerantes. De ellos se siembra en medio MacConkey y Eosina Azul de Metileno (en placas con medio sólido) para confirmar presencia *E. coli*. Las placas son incubadas por 24 hs a 37°C, luego se procede a la contabilización de colonias.

Para la detección de *Salmonella spp.*, las muestras fueron pre-enriquecidas en agua de peptona bufferada 1% y luego enriquecidas en caldo tetracionato (CTT). Posteriormente, se realizó el cultivo de los CTT sobre placas de agar xilosa-lisina-desoxicolato con el agregado de tergitol. Los aislamientos sospechosos fueron identificados mediante pruebas bioquímicas. Finalmente, en caso de identificación de Salmonella, a los aislamientos se les realiza la serotipificación según el esquema de LeMinor-Kauffman-White.

4.8.2.2. Determinación de huevos de helmintos

La determinación de huevos de helmintos fue realizada en el Laboratorio de parasitología del Instituto de Patobiología de INTA Castelar.

Para su detección se procedió a colocar las muestras de compost en bolsa plástica con el agregado de agua tibia ($\pm 40^{\circ}\text{C}$). Esta mezcla se procede a homogenizar y disgregar. Posteriormente la mezcla homogenizada es filtrada a través de 4 tamices de diferentes meshes: 60 meshes (250 μm de apertura entre hilos), 80 meshes (177 μm de apertura entre hilos), 200 meshes (74 μm de apertura entre hilos) y por último el tamiz de 500 meshes (25 μm de apertura entre hilos). Entre cada filtrado, el líquido filtrado, es recoletado y guardado para el próximo filtro. Este paso es repetido hasta el último tamiz (25 μm), en donde el líquido filtrado es descartado y se procede a recolectar el material retenido en el filtro con ayuda de agua destilada (para retirar los huevos que quedan retenidos). El líquido lavado es transferido a tubos cónicos de centrifuga de 50 ml, para ser centrifugados durante 5 minutos a 3000 rpm. Finalizada la centrifugación el sobrenadante es descartado y el tubo de centrifuga es completado con solución sobresaturada de sal para recuperar los huevos en la capa superior. Por último, se coloca un portaobjetos sobre el tubo y se deja reposar por aproximadamente 20 minutos. Luego se invierte el portaobjetos, se le coloca un cubreobjetos y se lleva a microscopio para su lectura a 100X. Allí son detectados número y tipo de helmintos.

4.8.3. Indicadores de estabilidad y madurez

4.8.3.1. Índice Respirométrico Estático

Un parámetro para medir la actividad biológica es el índice de respiración estática, que se basa en el contenido de MO (IREMO) (Thompson et al., 2001). Esta técnica se realizó con un respirometro estático (figura 15 a y b) basado en la técnica original que propuso Iannotti *et al.* (1993) y modificado según las recomendaciones adecuadas de Thompson et al. (2001) en TMECC. Un medidor de oxígeno disuelto se utilizó para controlar la disminución del contenido de oxígeno. La tasa de absorción de oxígeno, basada en el contenido de MO, es la tasa de respiración de la muestra. La pendiente de la disminución del nivel de oxígeno se calculó utilizando los procedimientos estándar (Iannotti et al., 1993).

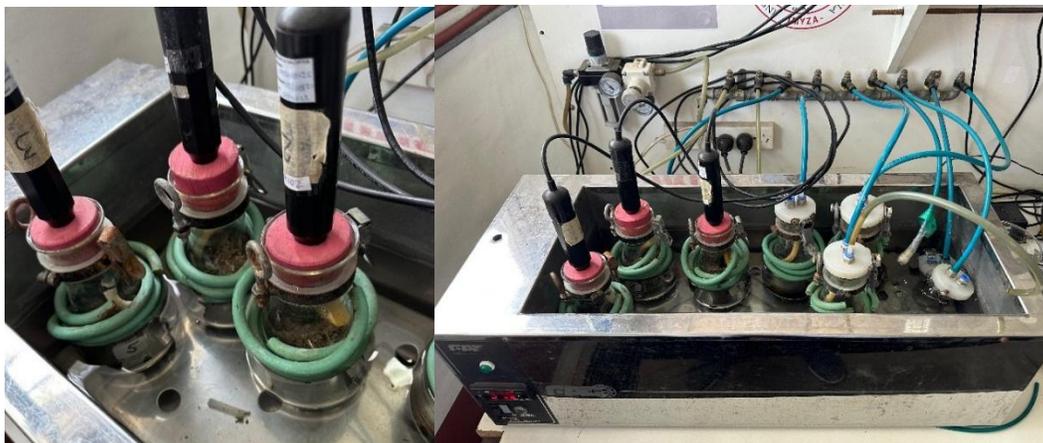


Figura 15 a y b. Equipo de respirometría del LTR – IMyZA. Fuente: Propia

4.8.3.2. Carbono soluble en agua

Esta técnica se basó en la técnica para el análisis de compost del grupo de suelos del CRUB-UNIV. Nacional del Comahue realizada por Roselli et al., 2017.

La técnica de carbono soluble consiste en generar un extracto con agua, a fin de solubilizar todo el carbono presente en la muestra, y luego determinarlo realizando la técnica que conlleva una oxidación química de la materia orgánica con un oxidante fuerte, como lo es una mezcla sulfocromica a 150 °C, y su posterior determinación por espectrofotométrica por comparación con un patrón de carbono.

4.8.3.3. Amonio y relación Amonio / Nitrato

El contenido de nitrógeno de amonio ($N-NH_4^+$) y nitrógeno de nitrato ($N-NO_3^-$) muestra la cantidad de nitrógeno disponible en los desechos orgánicos y el compost. La importancia de esta

determinación radica en conocer la cantidad de nitrógeno mineral disponible para su uso agrícola, así como determinar mediante indicadores el grado de madurez y estabilidad del abono. La mineralización biológica produce amonio y nitrato durante el proceso de compostaje. El contenido de amonio disminuye mientras que el contenido de nitrato aumenta a medida que avanza el proceso de compostaje, especialmente durante la maduración (Mazzarino y Satti, 2012)

Para la determinación de amonio, se realiza un extracto con solución de cloruro de potasio de la muestra húmeda. Posteriormente, una alícuota del extracto se destila en exceso de hidróxido de sodio lo que desprende amoníaco. El amoníaco se destila por arrastre de vapor y se recoge en una solución de ácido bórico que posteriormente se titula con una solución de ácido sulfúrico valorada (Martínez *et al.*, 2021).

Por otro lado, el nitrato se evaluó mediante la producción inicial de un extracto acuoso en una relación 1+5 vol/vol, según el método sugerido por Bárbaro *et al.* (2011). Este método implica agregar 150 ml de agua destilada a 250 ml de capacidad total en un frasco y luego agregar suelo hasta un volumen de 180 ml. La mezcla se agita durante 10 minutos con 180 golpes/min. Finalmente, se deja reposar 15 minutos y se filtra el sobrenadante. Posteriormente, sobre la solución filtrada, se realiza la medición de nitratos. Para ello, se utilizó el método propuesto por Cataldo *et al.* (1975) donde se realiza la técnica colorimétrica de nitración del ácido salicílico. En este método, primero se crea una curva de calibración utilizando una solución patrón de nitrato de potasio, y luego se realizan las medidas sobre las muestras. Para medir la absorbancia, se utilizó un espectrofotómetro de PG Instruments T80+UV/Vis a 410 nm.

4.8.3.4. indicador de madurez: Fitotoxicidad

El uso de este tipo de ensayos permite realizar una evaluación integral de la toxicidad que pueden presentar los residuos orgánicos y compost. El crecimiento y desarrollo de plántulas puede estar afectado por la presencia y abundancia de diversos compuestos tóxicos comúnmente encontrados en digeridos sin estabilizar y en compost inmaduros. Algunos de esos compuestos que inhiben el correcto desarrollo de las raíces y la absorción de nutrientes pueden ser el contenido de amonio, sales solubles y ácidos orgánicos en altas concentraciones.

Según lo establecido en la resolución conjunta 1/19 para el bioensayo de fitotoxicidad solo se realizaron mediciones de los índices de germinación (IG) y de crecimiento relativo (ICR) para determinar si las muestras eran tóxicas o no.

Se expusieron semillas de dos especies seleccionadas, Rabanito redondo punta blanca (*Raphanus sativus*) y Lechuga Rapidmor (*Lactuca sativa*) a un extracto acuoso de las distintas pilas de compost evaluadas (elutriado) a fin de evaluar la toxicidad sobre la germinación y la elongación radicular durante los primeros días del desarrollo.

Para esto, se preparó un elutriado de las 3 réplicas de cada muestra seca de las pilas de compost con agua destilada en una relación 1:10 que luego se agito durante 3 hs a temperatura ambiente. Con la solución filtrada posteriormente, se agregó 4 ml del elutriado sobre el papel de germinación que se encontraba en placas de Petri con 10 semillas de cada especie para cada tratamiento. Posteriormente se llevaron las placas a una incubadora a 22 ± 2 °C en oscuridad durante 5 días. Al finalizar, se contabilizaron semillas germinadas y se midió el largo de hipocotile y raíz de cada una (Figura 16). Esta técnica se llevó a cabo según el método S-13, propuesto por Martínez *et al.* (2021) del Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial.

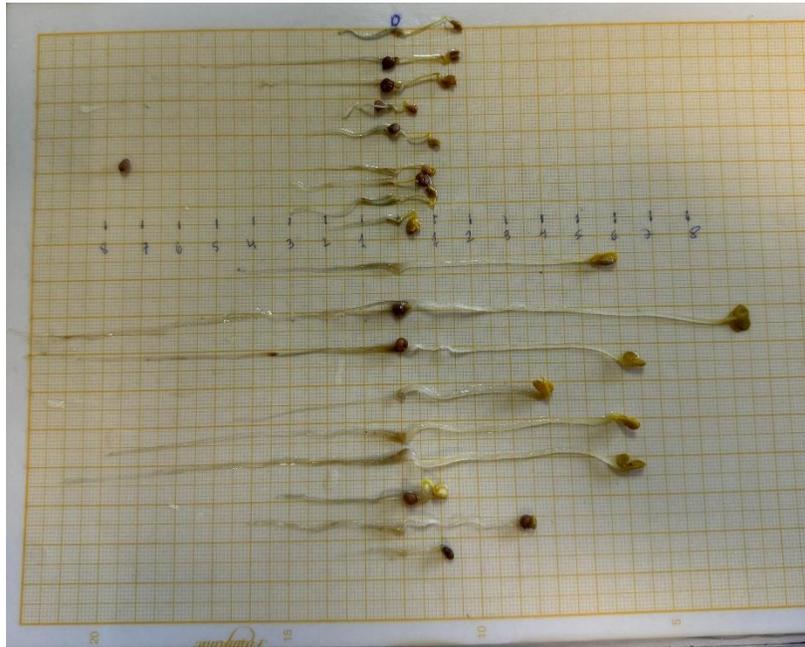


Figura 16. *Medición del hipocótilo y raíz de las semillas de rabanito.*
Fuente: propia

4.8.3.5. Otros parámetros de interés:

Además de los parámetros establecidos por la Resolución conjunta 1/2019 se procedió a realizar otros análisis de interés, que permitieron determinar la calidad nutricional del compost obtenido.

4.8.3.6. Sulfato soluble (SO_4^{-2})

Este método se realizó según la técnica 4500 - SO_4^{-2} E. turbidímetro según Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales del APHA-AWWA-WPCF (1992).

Para el análisis de sulfato soluble, se obtuvo un extracto líquido en agua con el fin de evaluar la fracción soluble de sulfatos en la muestra, siguiendo la metodología propuesta en el punto 4.8.3.3, para determinación de nitratos. Una vez obtenido el extracto se procedió a realizar la determinación analítica. La determinación se basa en el principio que el ion sulfato (SO_4^{-2}) precipita en un medio de ácido acético con cloruro de bario (BaCl_2) de modo que se forman cristales de sulfato de bario (BaSO_4) de tamaño uniforme. Posteriormente, para la obtención de los niveles del ion, se midió la absorbancia luminosa de la suspensión de BaSO_4 con un espectrofotómetro de PG Instruments T80+UV/Vis a 420 nm, y se determinó la concentración de SO_4^{-2} por comparación de la lectura con una curva patrón realizada con anterioridad.

4.8.3.7. Cationes Mayoritarios y elementos trazas solubles y totales

Dependiendo el origen de los residuos orgánicos y compost, la composición química de los mismos puede variar. Entre los cationes principales presentes se destacan el potasio (K), el calcio (Ca), el magnesio (Mg) y el sodio (Na). Estos iones juegan un papel crucial en el equilibrio de nutrientes del suelo. Por otro lado, en el grupo de los elementos traza, encontramos el hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn) y manganeso (Mn), los cuales son esenciales para el desarrollo de las plantas en cantidades adecuadas.

En concentraciones normales, tanto los cationes como los elementos trazas pueden tener un impacto positivo en la fertilidad del suelo, favoreciendo una valorización agronómica. Sin embargo, cuando estos elementos están presentes en cantidades excesivas, pueden volverse nocivos.

Para la determinación de cationes mayoritarios, primero se realizó una digestión ácida con una mezcla de HNO₃:HCl, utilizando un equipo de microondas marca MARS 5. Esta técnica se llevó a cabo según el método A2-S-11 de digestión ácida por microondas propuesto por Martínez et al. (2021). Luego, mediante la utilización de un espectrofotómetro de absorción atómica, marca VARIAN modelo 220 A, se efectuó la determinación de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn. Esta determinación fue realizada en el Laboratorio de Sustratos del Instituto de Floricultura de INTA Castelar (Figura 17).

Por otro lado, la determinación de la fracción soluble se realizó siguiendo el método propuesto por Bárbaro et al. (2001) Expuesto en el punto 4.5.2.3. y su posterior determinación en el equipo VARIAN modelo 220 A.

Figura 17. Equipo VARIAN modelo 220 A utilizado para la determinación de Cationes Mayoritarios y elementos trazas solubles y totales. Fuente: propia



4.8.3.8. Fosforo total y soluble

El fósforo es uno de los macronutrientes esenciales para el crecimiento y desarrollo vegetal. Sus formas inorgánicas son las más disponibles para la absorción por las plantas, mientras que las formas orgánicas tienen una liberación más lenta, pero representan una fuente futura de nutrientes en el suelo.

Para la determinación del fósforo total, se realizó una digestión ácida por microondas, siguiendo el procedimiento detallado en el apartado 4.5.4.

Posteriormente, la cuantificación se llevó a cabo mediante el método colorimétrico del ácido ascórbico y molibdato de amonio. Este método se basa en la reacción, en medio ácido, entre el molibdato de amonio y el tartrato de amonio con el ortofosfato liberado en la muestra, formando un ácido fosfomolibdico. Dicho compuesto es reducido con ácido ascórbico, generando una coloración azul intensa (Figura 18).



Figura 18. Matracas con muestras utilizadas para la determinación colorimétrica del fósforo. Fuente: propia

Esta técnica se llevó a cabo según el método S-13, propuesto por Martínez et al. (2021) en el Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial.

4.8.3.9. Determinación del fósforo soluble

Para la determinación del fósforo soluble, se utilizó la misma metodología analítica del ácido ascórbico y molibdato de amonio, pero aplicada a la fracción del extracto generado, siguiendo el procedimiento descrito en el apartado 4.5.3.3, correspondiente a la determinación de nitratos.

4.8.3.10. Densidad aparente

La densidad aparente se define como la relación entre la masa y el volumen que ocupa una muestra. En el caso de los residuos sólidos o el compost, la determinación de este parámetro es fundamental para convertir los resultados obtenidos de unidades gravimétricas a volumétricas. Para este cálculo, se utiliza la masa en base seca; sin embargo, a nivel de campo, es necesario corregirla a base húmeda.

La medición se realizó a partir de una alícuota de la muestra húmeda con un volumen determinado. Esta evaluación se llevó a cabo tanto para los sustratos y co-sustratos iniciales de manera individual como para las pilas de compost en cada tratamiento. La densidad aparente se determinó siguiendo el método S-3, propuesto por Martínez et al. (2021) en el Compendio de

métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustria.

4.8.3.11. Análisis estadístico

Se llevó a cabo un diseño completamente aleatorizado (DCA). Una vez obtenidos los datos de los tratamientos para cada pila de compost, estos fueron analizados mediante el programa estadístico INFOSTAT. En primer lugar, se verificó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad. Para los datos que cumplían con estos supuestos, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), seguido por la prueba de Tukey, considerando un nivel de significancia de $p < 0,05$ para evaluar las diferencias entre los tratamientos en cada tiempo de muestreo. En los casos en que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad y homogeneidad, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, con el mismo nivel de significancia ($p < 0,05$).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización inicial del digerido

La tabla 1 muestra las principales características fisicoquímicas, parasitológicas y microbiológicas de la fracción sólida del digerido porcino (DSP), junto con los límites de referencia establecidos en la Resolución 1/19, la cual regula la producción, el registro y la aplicación del compost en Argentina.

Tabla 1. Caracterización físico-química y biológica inicial del digerido porcino sólido. Valores medios (n=9) ± Desviación estándar. Resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (SAyDS, 2019).

Variables	Unidades	Digerido solido porcino	Resolución 1/2019	
			Clase A	Clase B
Densidad	g/L	281,8 ± 23,2		
pH	UpH	8,52 ± 0,21		5 - 8,5
CE	dS m-1	4,3 ± 0,22	<4	< 6
MS	%	31,64 ± 0,52		> 40
MO	%	87,35 ± 2,32		≥ 20
COT	%	43,68 ± 1,3		
C/N		13,7 ± 2,4	≤ 20	< 30
NTK	% bs	1,9 ± 0,89		
NH ₄ ⁺	g/Kg bs	1,1 ± 0,078	< 0,4g N-NH ₄ /kg	
NO ₃ ⁻²	g/Kg bs	0,011 ± 0,01		
NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻²		100,00		< 0,3
PT	mg/Kg bs	32.838,9 ± 4235,6		
PS	mg/Kg bs	397,55 ± 230,5		
SO ₄ ⁻²	mg/L bs	210,2 ± 26,1		
Ca Soluble	mg/Kg bs	170,56 ± 36,71		
Mg Soluble	mg/Kg bs	194,37 ± 39,65		
K soluble	mg/Kg bs	5816,37 ± 1099,79		
Na soluble	mg/Kg bs	1666,88 ± 175,09		
Zn soluble	mg/Kg bs	16,38 ± 1,7		
Cu soluble	mg/Kg bs	21,14 ± 2,98		
Ca total	mg/Kg bs	8891.1 ± 905		
Mg total	mg/Kg bs	7549.1 ± 348		
K total	mg/Kg bs	3608.2 ± 174.1		
Na total	mg/Kg bs	8687.2 ± 543.2		
Zn total	mg/Kg bs	378.9 ± 28.1	<300	< 1100
Cu total	mg/Kg bs	276.8 ± 18.2	<150	< 450
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹	1,57 ± 0,10	≤ 0.5mg O ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹	
Indice de germinacion	%	84,4	> 60%	
<i>Coliformes totales</i>		>1100 CT/g		
<i>Coliformes fecales</i>		21 CF/g	< 1000 NMP /gramos de compst en base seca.	
<i>E. Coli</i>		21 E.coli/g		
<i>Salmonella sp.</i>		No se aislo Salmonella sp.	< 1 NMP / 4 gramos de compst en base seca.	
<i>Ascaris lumbricoides</i>		ND	< 1 huevo viable de Ascaris en 4 g de compost en base seca	

Nd: no detectable; NMP: número más probable.

Como puede observarse, el DSP presentó una baja densidad, lo cual favorece el proceso de compostaje al permitir una mayor aireación. En lo que respecta al pH, el DPS mostró valores levemente alcalinos (Tabla 1), asociados con la presencia de altas concentraciones de amonio y compuestos alcalinos generados durante la degradación de los ácidos grasos volátiles durante el proceso anaerobio (Bernal et al., 2011). Similares resultados fueron hallados por Czekala et al., 2017, Tambone et al. (2017) y Bustamante et al. (2012) al analizar el pH de la fracción sólida de diferentes digeridos anaeróbicos provenientes del tratamiento de estiércoles animales. Con respecto a la CE, el material presentó valores similares a los expuestos por otros autores (Bustamante et al., 2012; Egene et al., 2020). En este sentido, los valores de CE hallados en el material de estudios se encuentran en correlación con el elevado contenido de sales solubles y totales que presentan los estiércoles porcinos, utilizados como sustratos en el reactor anaeróbico en estudio (Beily et al., 2023).

Respecto a los valores de materia orgánica y materia seca, se obtuvieron inicialmente valores de $87,35\% \pm 2,32$ para la MO y $31,64\% \pm 0,52$ para la MS, respectivamente. Estos resultados evidencian una alta concentración de materia orgánica en el digerido analizado, lo cual es característico de este tipo de materiales. Este comportamiento se debe a que los procesos anaeróbicos transforman los compuestos carbonados en biogás, generando como subproducto un material rico en carbono. Asimismo, un alto contenido de materia orgánica en la materia prima resulta beneficioso, especialmente cuando se trabaja con residuos con elevado contenido de nitrógeno, como los estiércoles porcinos. En estos casos, la abundancia de carbono contribuye a alcanzar una relación C/N adecuada, condición esencial para el correcto desarrollo de los procesos de compostaje.

En lo referente al nitrógeno total, los resultados mostraron valores promedio para NTK de $1,9 \pm 0,89$ % base seca, se observó que la mayor parte del nitrógeno presente en el digerido se encontraba en forma amoniaco (58%), en concordancia con lo expuesto por Sigurnjak et al. (2017), quienes reportaron relaciones $N-NH_4^+/N$ total en rangos de 0,62 a 0,76, e incluso alcanzando valores de 0,80 a 0,95 en algunos casos, dependiendo del tipo de residuo y de la eficiencia del tratamiento anaeróbico. En este contexto, el nitrógeno en forma de nitrato (su forma oxidada) representa solo una pequeña fracción del nitrógeno total presente en los digeridos, mientras que el resto corresponde a la fracción orgánica del compuesto. Esta distribución es típica en digeridos provenientes de estiércoles ricos en proteínas, como el efluente porcino, en los que durante el proceso de digestión anaeróbica se libera el nitrógeno orgánicamente ligado principalmente en forma de amonio, su forma mineralizada. Además, procesos como la ósmosis inversa y la separación mecánica también favorecen la liberación de nitrógeno orgánico adicional (Sigurnjak et al., 2017). Dado que los digeridos se originan a partir de procesos anaeróbicos, presentan una nitrificación deficiente, por lo cual el contenido de nitratos suele ser bajo en comparación con el nitrógeno orgánico, y el nitrógeno amoniacal se encuentra en proporciones cercanas al nitrógeno total (Beily et al., 2023).

En el caso del digerido analizado en este estudio, se determinó una relación C/N de $13,7 \pm 2,4$, valor considerado bajo en comparación con lo que la literatura sugiere como óptimo para iniciar un proceso de compostaje. Generalmente, se recomienda una relación C/N inicial entre 25 y 35. Durante el proceso de compostaje, esta relación tiende a disminuir como consecuencia de la degradación de la materia orgánica, que implica una reducción del carbono. Valores finales de C/N por debajo de 20 se consideran adecuados para el uso del compost como enmienda orgánica en suelos, ya que favorecen la mineralización y liberación del nitrógeno (Teglia et al., 2011).

Por otro lado, el fósforo (P) es un macronutriente sumamente importante para el desarrollo de las plantas. En este sentido, el digerido presentó un elevado contenido de P total, en concordancia con los valores reportados por otros autores (Tambone et al. 2017; Tambone et al.,

2014; Moller y Muller, 2012; Makadi et al., 2012). En digeridos provenientes de estiércoles de animales monogástricos, como el cerdo, es habitual encontrar altas concentraciones de este compuesto. Los cerdos excretan este compuesto en forma de complejos orgánicos, como el ácido fítico (Hatfield et al., 1998). El fósforo en forma de fitato no está disponible para animales monogástricos, por lo cual no es absorbido, y atraviesa el tracto gastrointestinal, incrementando su concentración en el estiércol (Martínez-Suller et al., 2008). Sin embargo, al analizar la fracción soluble del fósforo en el digerido sólido, se observó que representaba aproximadamente un 1,2% del fósforo total (Tabla 1), lo que indica que solo una pequeña porción del fósforo inorgánico estará disponible para las plantas, pudiendo ser asimilada por los cultivos. El resto del fósforo, en su forma orgánica, permanecerá en el suelo, siendo poco probable que se libere fácilmente al medio.

Respecto a los iones solubles y totales (Tabla 1), estos mostraron tendencias similares a las expuestas por algunos autores como Riera (2019) al estudiar compost porcinos, Meineri (2023) y Tambone (2017) al evaluar la composición de digeridos porcinos.

En digeridos anaeróbicos provenientes de producciones animales, es común hallar altas concentraciones de sales, ya que son utilizadas en la alimentación animal y, muchas veces, por encima de las dosis recomendadas. En este sentido, los animales excretan un alto porcentaje de estas sales. Por ejemplo, en cerdos, existen reportes que demuestran que hasta el 86% del Cu y hasta 100% del zinc ingerido por éstos, son excretados, haciendo que el estiércol final posea un alto contenido de metales (Flotats et al., 2001; Hilper et al., 1982). Además, en el caso de los digeridos, es habitual hallar concentraciones de sales mayores a la de los estiércoles utilizados para la alimentación de los reactores, debido a que los procesos anaeróbicos, muchas veces, tienden a concentrar algunos compuestos.

Al analizar la normativa 1-19 de compost, se observa que la misma no hacen mención de límites para las sales como el Na, K, Mg, Ca, entre otros, sino que da un valor de CE, como medida indirecta de la salinidad (Rubio et al., 2021). Para el caso de los elementos potencialmente tóxicos (EPT), la normativa si refiere sobre varios de estos compuestos. En el caso de nuestro estudio, pudimos observar que tanto el Cu, como el Zn, están dentro de los rangos aceptados por la normativa. Sin embargo, es importante tener en cuenta que cuando los digeridos o compost son utilizados en el suelo con frecuencia, pueden resultar en procesos de concentración. En este sentido, está estudiado que estos compuestos son fitotóxicos, inhibiendo la germinación o el crecimiento vegetal, por lo cual su monitoreo es relevante (Young et al., 2016 ; Rizzo et al., 2022)

Otro parámetro de importancia al evaluar enmiendas para uso agrícola es su estabilidad biológica. En este sentido existen múltiples parámetros para evaluarlo, dentro de los cuales se encuentra el índice respirométrico estático (IRE). Este índice es mencionado en la normativa 1/19 para el uso, registro y venta de compost. En el presente estudio se evaluó, mediante esta técnica, la estabilidad de la fracción sólida del digerido porcino, encontrando un valor de $1,57 \pm 0,10$ mg O₂/g MO.h. Este valor refiere a una muestra no estable, demostrando que aún contenía materia orgánica lábil sin degradar (Rizzo et al., 2022).

Por otro lado, al evaluar el contenido de patógenos, se pudo observar que el contenido de coliformes totales, estuvo en promedio por encima de los 1000 Coliformes totales/gramo de muestra. Sin embargo, al evaluar *E. coli*, este baja a niveles de 20 *E.coli*/g, y la *Salmonella* es no detectable. Por otro lado, al evaluar el contenido parasitológico se pudo observar la presencia de larvas de vida libre, no hallando huevos ni larvas gastrointestinales que estén relacionadas con contaminación fecal. Estos resultados demuestran la eficiencia en remoción de patógenos del proceso anaeróbico, del cual procedían las muestras. En este sentido, la normativa es estricta en el contenido de patógenos, sobre todo cuando su uso va a ser para horticultura y producción de alimentos.

5.2. Caracterización del Carbón activado y la Tierra Fuller

Tabla 2. descripción de los parámetros de materia seca (MS), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y la relación carbono/nitrógeno (C/N) para los aditivos utilizados en los tratamientos

	MS (%)	MO (%)	COT (%)	NTK (g/kg BS)	C/N
Carbon activado	98,42 ± 0,35	88,76 ± 0,43	49,31 ± 0,24	0,27 ± 0,08	185.233064
Tierra Fuller	82,33 ± 0,59	5,52 ± 0,62	3,06 ± 0,35	0,05 ± 0,08	64.6925341

Ambos aditivos utilizados poseen un contenido de humedad muy bajo (tabla 2). El carbón activado es un material prácticamente anhidro porque el contenido de humedad es casi nulo en comparación con el digerido porcino, que tenía alrededor de un 65% de humedad.

El Carbón activado es muy rico en materia orgánica, y por lo tanto en carbono orgánico total (COT). Por otro lado, la tierra Fuller es un material predominantemente mineral, con un muy bajo contenido de carbono orgánico y poca materia orgánica.

Ambos aditivos tienen contenidos de nitrógeno muy bajos que no llegan a 1 g/kg bs de material. Comparándolos con los valores del digerido porcino, estos son extremadamente bajos, especialmente la tierra Fuller, por lo que por sí solos no podrían ser utilizados como materiales de enmiendas. Sin embargo, resultaron ser un excelente aditivo para utilizar como co-sustrato en el proceso de compostaje, ya que al no aportar concentraciones excesivas de nitrógeno ayudaron a balancear la relación C/N al inicio del proceso de compostaje.

5.3. Caracterización del compostaje

5.3.1. Evolución de la Temperatura

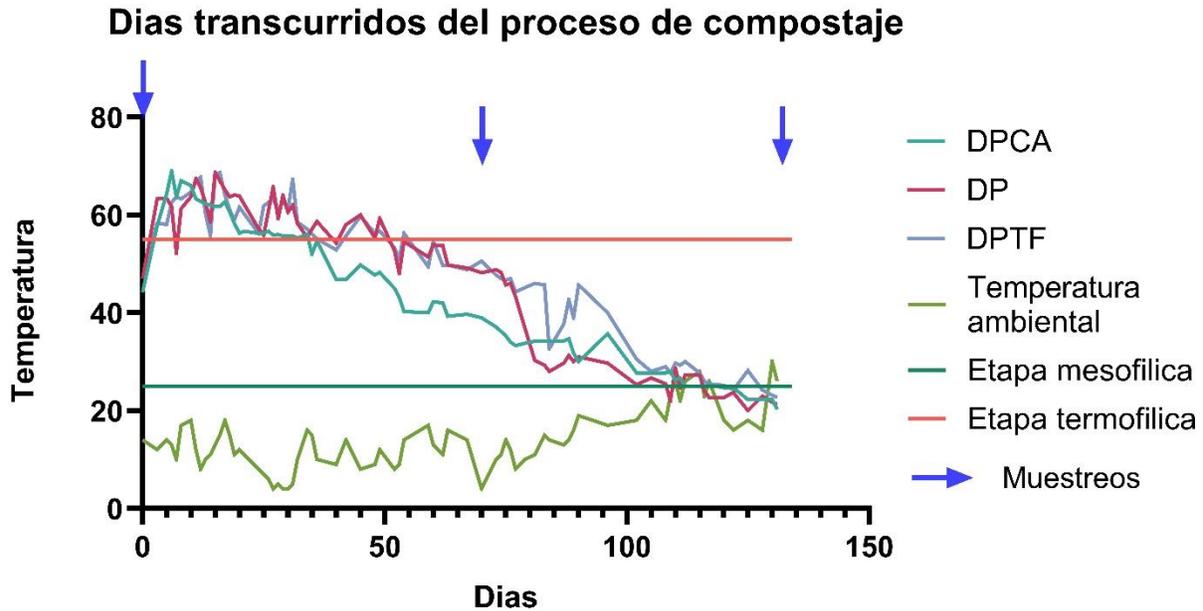


Figura 19. Evolución de la temperatura de las pilas de compost de los 3 tratamientos y temperatura diaria (T°C). Valores medios (n=9). DP: Digerido porcino; DPTF: Digerido porcino con tierra Fuller; DPCA: Digerido porcino con carbón activado

Uno de los parámetros de importancia para monitorear es la variación de temperatura de los tratamientos. Como establecen los parámetros para un buen compostaje, se necesita una etapa termofílica y una mesofílica. La etapa termofílica es crítica, ya que el mantenimiento de las temperaturas termofílicas asegura la higienización y liberación de semillas y malezas del material compostado (Barrena Gómez, 2006; Román et al., 2013). En esta etapa, los microorganismos tienen fácil acceso a los compuestos orgánicos lábiles, produciendo una descomposición rápida de los sustratos, con una alta generación de calor, desarrollando las condiciones propicias para la higienización del material (Bernal et al., 2017; Strauss, 1995; Semenas, 2012). En este ensayo, se alcanzaron para los 3 tratamientos, temperaturas por encima de los 70°C. Además, para DP y DPTF, las temperaturas termofílicas se mantuvieron por encima de los 55 días. Para DPCA, el rango termofílico estuvo aproximadamente 35 días.

Luego de la etapa termofílica, los tratamientos atravesaron la etapa mesofílica, la cual se mantuvo en promedio hasta los 110 días del ensayo. Por último, se pudo apreciar la convergencia de la temperatura de las pilas de compost con la temperatura ambiental, evidenciando la finalización del tratamiento debido a la estabilidad del compost.

5.3.2. Evolución de los parámetros físico-químicos.

La tabla 3 muestra algunos de los parámetro físico-químicos analizados en los 3 tratamientos durante la evolución del proceso de compostaje.

Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos en DP, DPTF y DPCA

Variables	Unidades	DP			DPTF			DPCA		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
pH	UpH	8,52 ± 0,21	7,33 ± 0,22	6,72 ± 0,08	8,70 ± 0,11	7,40 ± 0,05	6,60 ± 0,05	7,98 ± 0,14	6,01 ± 0,15	5,43 ± 0,28
CE	dS m ⁻¹	4,26 ± 0,22	4,60 ± 0,82	4,56 ± 1,01	3,70 ± 0,09	4,31 ± 0,30	4,31 ± 0,39	3,64 ± 0,28	5,81 ± 0,47	5,49 ± 0,92
MS	%	31,64 ± 0,52	37,20 ± 3,73	41,12 ± 12,37	31,88 ± 0,60	33,60 ± 3,61	35,09 ± 1,98	41,11 ± 5,29	51,06 ± 5,45	48,00 ± 6,16
Humedad	%	68,35 ± 0,52	62,79 ± 3,70	58,88 ± 12,37	68,11 ± 0,60	66,39 ± 3,61	64,91 ± 1,98	58,88 ± 5,20	48,93 ± 5,45	51,99 ± 6,16
MO	%	87,35 ± 2,31	65,90 ± 10,29	64,11 ± 10,26	81,50 ± 3,25	60,95 ± 3,27	57,74 ± 4,61	68,42 ± 7,50	68,26 ± 7,69	64,26 ± 8,13
COT	%	43,68	32,95	35,62 ± 5,70	40,75	30,48	32,08 ± 2,56	34,21	34,13	35,70 ± 4,52
C/N	%	22,20	11,30	13,26	18,90	9,90	11,47	18,40	19,30	21,26

DP: Digerido porcino; DPTF: Digerido porcino con tierra Fuller; DPCA: Digerido porcino con carbón activado

Con respecto al pH, durante los tres tiempos de muestreo, se observaron diferencias significativas para el tratamiento DPCA, con respecto a los demás ($p < 0,001$). Esta situación se asoció con la incorporación del carbón activado en contacto con el H₂S del proceso de purificación del biogás. En este sentido, el material utilizado como aditivo en este tratamiento, le otorgó características ácidas a la mezcla, con respecto a los demás tratamientos estudiados. Existen otros trabajos en los que demuestran que la adición de otros co-sustratos, con pH diferentes, pueden modificar las características químicas del material de origen (Vega Mojica, 2022)

Por otro lado, al evaluar el comportamiento de las diferentes pilas a lo largo del proceso, pudo observarse una disminución de este parámetro. La disminución del pH, es un indicador clave de la evolución del compost. Inicialmente, el pH elevado (≥ 7.5) y temperaturas por encima de los 35°C, favorece la pérdida de nitrógeno amoniacal (DeLaune et al., 2004; Hartenstein et al., 1981), mientras que su reducción posterior sugiere la ocurrencia de procesos de nitrificación y la estabilización del compost (Bernal et al., 2017; Martínez et al., 2021). En este sentido, al final del proceso, los tres tratamientos presentaron valores de pH dentro de los rangos indicados por la resolución 1/2019 (5,5 - 8,5 UpH).

La conductividad eléctrica (CE) presentó, al inicio del proceso, diferencias significativas entre los tratamientos evaluados ($p < 0,001$). Así mismo, pudo observarse que los tratamientos con agregado de aditivo presentaron un ligero aumento de la CE durante la evolución del proceso, mostrando valores finales de 4,31 dS m⁻¹ ± 0,39, para DPTF y de 5,49 dS m⁻¹ ± 0,92, para DPCA. El incremento de la CE durante el proceso de compostaje puede atribuirse a la continua mineralización de la materia orgánica y la consecuente liberación de sales, así como a la reducción del volumen de las pilas, que provoca su concentración (Vega Mojica, 2022). Además, para el DPCA, este incremento pudo relacionarse con el aumento de sulfatos generado por la adición del carbón activado con H₂S. Similares resultados de CE para el compost final, fueron hallados por Riera (2019) y por Rizzo et al. (2015), para compost generados a partir de digeridos porcinos provenientes de animales monogástricos con alto contenido de sales.

Los valores de CE final en los compost para uso de enmiendas en suelos, deben interpretarse en el contexto de los límites recomendados para evitar la salinización de los mismos (Martínez et al., 2021). Sin embargo, es crucial, también evaluar el riesgo de fitotoxicidad, ya que valores

elevados de CE pueden afectar la disponibilidad de agua para las plantas. Se recomienda analizar la composición salina del compost y monitorear la CE del suelo tras su aplicación para prevenir efectos adversos en el crecimiento de los cultivos (Mórtola et al., 2022; Pegoraro et al., 2022 y Freitas et al., 2005).

Así mismo, los valores finales de CE hallados en el presente trabajo se encontraron dentro de los valores que establece la normativa para compost de clase B, ya que para los tres tratamientos la CE estuvo por encima de 4, pero no superaron los 6 dS/m.

Por otro lado, la materia seca mostró un incremento durante el transcurso del proceso, mostrando valores finales de $41,11\% \pm 12,37$, $35,08\% \pm 1,98$ y $48,00\% \pm 6,16$ para los tratamientos DP, DPTF y DPCA, respectivamente. Esta reducción indica una progresiva maduración del compost, debido a que es un reflejo de la actividad microbiana que descompone la materia orgánica, liberando agua y concentrando los sólidos. Los resultados hallados en el presente estudio demuestran que el material final alcanzó un nivel adecuado de MS para su uso agrícola. Este contenido de MS no solo facilita el manejo y almacenamiento del compost, sino que también mejora la estructura del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Mazzarino y Satti, 2012). Además, un alto contenido de MS es un indicador de la estabilización del compost (Humedad < 60%), lo que reduce riesgos asociados a malos olores y patógenos (IRAM, 2017).

Con respecto a la materia orgánica (MO) y el carbono orgánico total (COT), estos parámetros mostraron una disminución al finalizar el proceso, de aproximadamente un 26%. La disminución de estos parámetros a lo largo del proceso demuestra la correcta evolución del mismo. Esto es así, debido a que durante el compostaje los microorganismos responsables del proceso utilizan el carbono de la materia orgánica como fuente de energía y material de crecimiento. Este proceso de oxidación de la materia orgánica a compuestos más sencillos e inorgánicos, libera CO₂, calor y agua (mineralización de la materia orgánica). Además, a diferencia de lo que ocurre en el proceso de digestión anaeróbica, en el compostaje, gran parte de la lignina sí se degrada debido a los actinomicetos, hongos y bacterias presentes en la fase mesofílica del compostaje. A pesar de esta degradación, la materia orgánica permanece estable, ya que se producen reacciones de polimerización y condensación de compuestos carbonados, los que resultan en la formación de ácidos fúlvicos y húmicos (Bustamante et al., 2012; Houot et al., 2005; Gabrielle et al., 2004)

El análisis de la relación Carbono nitrógeno (C/N), mostró para el comienzo del ensayo un valor promedio de 20 para los tratamientos analizados, evidenciando que el agregado de aditivos no mejoró esta relación. En general, se recomienda relaciones C/N de 20 – 30 al inicio del proceso, ya que una adecuada relación es crucial para la actividad microbiana y la transformación del nitrógeno (Riera, 2019).

Como ya se mencionó durante el proceso de compostaje, el carbono tiende a disminuirse, generando una baja de esta relación. En este sentido, la normativa argentina de compost, indica que la relación C/N debe ser para un compost de clase A menor a 20 y para uno clase B, menor a 30. En este aspecto, los tratamientos DP y DPTF, mostraron valores de C/N de 13,3 y 11,5, respectivamente, encontrándose dentro del rango de clasificación de compost clase A. Por otro lado, el tratamiento DPCA presentó una relación C/N ligeramente superior a los demás tratamientos, ubicándolo en la calidad de compost de clase B. Si bien no es un valor extremadamente elevado, podría sugerir una descomposición relativamente menos avanzada en este tratamiento, lo que podría traducirse en una mineralización de nitrógeno más lenta, pero que podría resultar más eficiente (Bohórquez Santana, 2019).

Las bajas relaciones C/N son indicativas de un buen grado de descomposición y son favorables para la mineralización y liberación de nitrógeno en el suelo tras su aplicación. Según Frioni (1999)

y Soliva (2004), relaciones muy bajas, en cambio, producen pérdidas de nitrógeno también por inmovilización de este por parte de los microorganismos.

5.3.3. Parámetros de estabilidad y madurez

La tabla 4 muestra la evolución de los principales parámetros de estabilidad y madurez mencionados en la Resolución 1/19 para producción, registro y aplicación de compost en Argentina, para los tratamientos de DP, DPTF y DPCA.

Tabla 4. Evolución de los parámetros de estabilidad y madurez durante el proceso de compostaje para los tratamientos DP, DPTF y DPCA.

Variables	Unidades	DP			DPTF			DPCA		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
NH4 +	g/Kg bs	11,04 ± 0,78	0,52 ± 0,10	0,04 ± 0,08	5,94 ± 0,59	0,97 ± 0,13	0,37 ± 0,09	2,03 ± 0,52	1,20 ± 0,27	0,16 ± 0,08
NO3-2	g/Kg bs	0,011 ± 0,01	0,26 ± 0,12	6,29 ± 3,75	0,014 ± 0,03	0,24 ± 0,07	4,21 ± 0,61	0,01 ± 0,06	0,20 ± 0,48	6,25 ± 1,26
NH4+/NO3 -2		1104	2,04	nd	297,5	3,92	0,13	68	0,92	0,03
Carbono Soluble	g/Kg bs	-	-	1,44 ± 0,20	-	-	1,46 ± 0,34	-	-	1,27 ± 0,23
Indice de germinación	%	82,22	91,11	83,89	84,44	86,11	91,67	86,94	90,28	78,9
IRE	mg O ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹	1,57 ± 0,10	-	0,24 ± 0,16	-	-	0,23 ± 0,06	-	-	0,12 ± 0,08

DP: Digerido porcino; DPTF: Digerido porcino con tierra Fuller; DPCA: Digerido porcino con carbón activado

Durante los procesos biológicos aeróbicos controlados, la transformación del nitrógeno es compleja, e incluye procesos como la mineralización, volatilización, nitrificación, inmovilización y desnitrificación (Haug R., 1993). Como se muestra en la Tabla 4, el presente estudio evidencia una disminución significativa en la concentración de amonio durante el ensayo. En compost elaborados a partir de estiércoles animales, así como en digeridos provenientes de estos mismos materiales, es común hallar altas concentraciones de amonio al inicio del proceso. Asimismo, en las primeras etapas del compostaje, una fracción del nitrógeno orgánico se transforma en amonio a través del proceso de mineralización, lo que frecuentemente se traduce en un incremento de la concentración de este compuesto (Tiquia, 2002; Sánchez-Monedero, 2001). En este sentido, como se observa en la Figura 20a, las concentraciones iniciales de amonio (día 0), mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos analizados. Sin embargo, en el Muestreo 2, se detectó que el tratamiento DP presentó una reducción sustancial en la concentración de amonio, distinguiéndose de los tratamientos DPTF y DPCA ($p < 0,0001$).

La disminución del amonio en el tratamiento DP podría estar asociada a las condiciones extremas observadas: un pH elevado (> 8 upH) y temperaturas superiores a 60 °C mantenidas por un periodo prolongado (Figura 19). Estos factores podrían haber favorecido el desplazamiento químico del NH_4^+ hacia su forma gaseosa (NH_3), promoviendo procesos de volatilización (Hartenstein et al., 1981; DeLaune et al., 2004). Por otro lado, en el tratamiento DPTF, que presentó un comportamiento similar al DP en términos de temperatura y pH, la adición de tierra fuller podría haber contribuido a la retención de compuestos nitrogenados en el material compostado, minimizando la volatilización del amonio. En contraste, el tratamiento DPCA,

caracterizado por un pH más bajo (tabla 3) y un menor tiempo en el rango termofílico (Figura 19), mostró una volatilización reducida tanto del amonio inicial como del generado a través del proceso de mineralización.

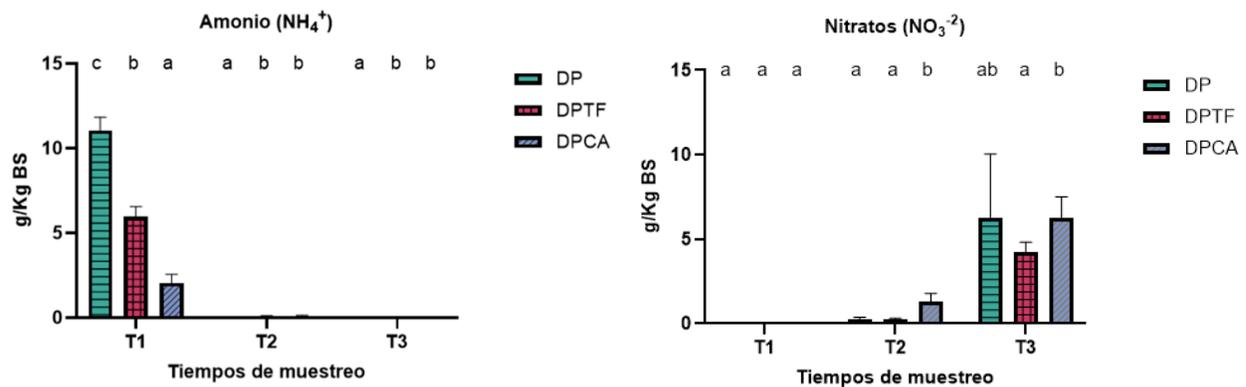


Figura 20 a y b. Valores promedio de amonio (a) y de nitratos (b) expresados en g/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). $p < 0,0001$; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según la prueba de Kruskal Wallis ($p < 0,05$); (T1: primer muestreo 1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado).

En lo referido a nitrato, al inicio del proceso, los 3 tratamientos no evidenciaron diferencias significativas entre sí (Figura 20b). Sin embargo, para el tiempo 2 y 3 se observó diferencias entre los tratamientos evaluados. Como puede verse en la tabla 4, los 3 tratamientos presentaron un incremento de este compuesto a lo largo del proceso, demostrando que el proceso de nitrificación ocurrió correctamente. La oxidación bioquímica del amonio a nitratos por organismos nitrificantes en procesos aeróbicos se vuelve significativa durante la última etapa del proceso (Figura 20b) (Riera, 2019). Además, en el DPTF se pudo observar que la mayoría del amonio presente se convirtió a nitrato, demostrando, que el agregado de este aditivo favoreció la retención de los compuestos nitrogenados.

La relación entre el amonio y el nitrato es un parámetro utilizado como criterio de estabilidad y madurez del compost (Finstein y Miller, 1985). Según la normativa 1/2019, un compost maduro debe poseer mayores concentraciones de nitratos que de amonio al terminar el proceso ($< 0,3$), indicando que el mismo se produjo en condiciones aeróbicas adecuadas. Como muestra la tabla 4, en el presente estudio, las relaciones $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^{-2}$ halladas al final del ensayo fueron no detectable, 0,13 y 0,03 para DP, DPTF y DPCA, respectivamente. El aumento considerable de los nitratos y la disminución del amonio, en los tres tratamientos sugiere que el proceso de nitrificación fue activo (Figura 20), así como en el estudio de Tambone (2015) donde reporta que las pérdidas de nitrógeno por volatilización contribuyen en al menos un 92% de las pérdidas totales de nitrógeno para compost de digeridos porcinos.

La presencia de NO_3^- es importante, ya que es una forma de nitrógeno rápidamente disponible para las plantas. Las mayores cantidades de nitratos en DP y DPCA, $6,28 \pm 3,75$ y $6,25 \pm 1,26$ g/Kg bs respectivamente, sugieren un potencial de fertilización nitrogenada para estos tratamientos, debido a que presentaron diferencias estadísticamente significativas frente a DPTF ($p < 0,001$). Sin embargo, también es importante considerar el riesgo de lixiviación de nitratos, especialmente si no son absorbidos rápidamente por las plantas. El NTK representa la cantidad total de nitrógeno (orgánico e inorgánico), por lo que este parámetro podría indicar una mayor reserva total de nitrógeno en el compost.

Un parámetro clave para evaluar la estabilidad del compost es el carbono soluble en agua (CSA), el cual estima la fracción de carbono fácilmente degradable o lábil presente en el material (Laos et al., 2002; Gómez-Brandón et al., 2008). Como se muestra en la Tabla 4, al finalizar el ensayo, los tres tratamientos se encontraron dentro de los valores establecidos por la normativa argentina (< 10 g/Kg bs), lo que confirma que el compost obtenido no contenía cantidades significativas de carbono fácilmente degradable, evidenciando su estabilidad.

Por otro lado, los valores del Índice Respirométrico Estático (IRE), otro indicador clave para evaluar la calidad del compost, también se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la normativa 1/19. En este sentido, considerando los valores obtenidos para el digerido porcino sólido ($1,57 \pm 0,10$ mg O_2 g $^{-1}$ MO h $^{-1}$), se observó una disminución de este parámetro al final del proceso, lo que confirma que el compostaje se desarrolló en condiciones adecuadas. Como se muestra en la Tabla 4, los tres tratamientos presentaron valores inferiores a $0,5$ mg O_2 g $^{-1}$ MO h $^{-1}$, lo que está directamente relacionado con la actividad microbiana. Estos valores sugieren que el consumo de O_2 y la producción de CO_2 en el sistema habían cesado, lo que indica la estabilización del material compostado (Iannotti et al., 1994; Hue y Liu, 1995; Cooperband y Middleton, 1996).

El índice de germinación (IG) es un parámetro clave para evaluar la fitotoxicidad del sustrato. Mortola et al. (2022) asociaron efectos fitotóxicos en digeridos con altas concentraciones de Cu y Zn, así como con la conductividad eléctrica (CE) de los mismos, hallazgos que coinciden con lo reportado por Albuquerque et al. (2012) en su estudio sobre el potencial de fertilización de los digeridos derivados de residuos animales y agroindustriales, y por Teglia et al. (2011) en la caracterización de digeridos sólidos y su posible uso agronómico. Según la normativa vigente, el porcentaje de germinación debe superar el 60% en al menos dos especies vegetales. En este estudio, se emplearon *Lactuca sativa* y *Raphanus sativus*, y ninguno de los tratamientos presentó valores inferiores al umbral establecido, demostrando la madurez del compost obtenido. Los ensayos finales de fitotoxicidad (T3), arrojaron valores de 83,8%, 91,7% y 78,8% para los tratamientos DP, DPTF y DPCA, respectivamente. Este índice está influenciado por factores como salinidad, concentración de amoníaco y presencia de ácidos orgánicos, por lo que los resultados obtenidos sugieren que ninguno de los tres tratamientos generó toxicidad para el desarrollo radicular.

5.3.4. Patógenos

Como se ha mencionado anteriormente, cuando se trabaja con estiércoles animales, es fundamental monitorear la reducción de patógenos en el material final (Beuchat et al., 2006). En este sentido, el digerido porcino utilizado presentó un bajo contenido de coliformes fecales y de *Escherichia coli* (Tabla 1). Asimismo, no se aisló *Salmonella*, ni se recuperaron huevos de helmintos, lo que demuestra la eficiencia del proceso anaeróbico del cual provino el material (Al Seadi y Lukerhurst, 2012; Sahlström, 2003).

Los resultados obtenidos para el tiempo 3 del ensayo mostraron que el tratamiento DP presentó un promedio de coliformes fecales de 251,5 CF/g y de *E. coli* de 16,3 CF/g; el DPTF tuvo 76 CF/g de coliformes fecales y 7 CF/g de *E. coli*; mientras que en el DPCA tanto los coliformes fecales como *E. coli* no mostraron presencia. Asimismo, ninguno de los tratamientos evaluados evidenció presencia de *Salmonella* ni huevos de helmintos. En este sentido, el tratamiento DPCA mostró mejor desempeño en la eliminación total de la presencia de microorganismos, según los criterios establecidos por la Normativa 1/2019 .

El estudio de estos indicadores de calidad del compost es de suma importancia, ya que representan un riesgo para la salud humana y animal, por lo que definen la calidad sanitaria del compost. Los valores obtenidos en este estudio son similares a los hallados por Riera (2019) y Tambone et al. (2015). Estos autores asociaron la eliminación de patógenos durante el proceso de compostaje con la fase termofílica del mismo. Existen estudios que demuestran que el calentamiento de la masa a temperaturas elevadas (>55°C) durante un tiempo determinado es el mecanismo clave para inactivar o destruir la mayoría de los patógenos. Por ejemplo, para bacterias como *Salmonella spp.* y *Escherichia coli*, temperaturas de 55°C por 1 hora o de 65°C por 15-20 minutos son efectivas para su eliminación. Asimismo, los huevos de helmintos, como *Ascaris lumbricoides*, pueden requerir temperaturas de 55°C durante 3 días (Kone et al., 2007).

En el presente estudio, la fase termofílica mantuvo temperaturas superiores a 55°C durante más de 10 días seguidos (Figura XX), lo que demuestra la eficiencia del proceso para la eliminación de los microorganismos mencionados.

5.3.5. Macro y micronutrientes

Con respecto al contenido de macro y micronutrientes en el compost final, es importante considerar su implicancia en la estructura química del suelo, y el crecimiento de los cultivos. En este sentido, la normativa 1/2019 no menciona restricciones para las sales como el Na, K, y Mg. Sin embargo, si refiere sobre límites para el uso de enmiendas con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como lo son el Cu y el Zn. La tabla 5, muestra los resultados para los principales elementos con importancia agronómica, evaluados en el presente estudio.

Tabla 5. Contenido de sales solubles y totales, para DP, DPTF y DPCA durante el ultimo muestreo.

<i>Variables</i>	<i>Unidades</i>	<i>DP</i>	<i>DPTF</i>	<i>DPCA</i>	<i>Normativa</i>
Ca Soluble	mg/Kg bs	470.56 ± 132.57 a	442.02 ± 37.93 a	1336.15 ± 298.15 b	
Mg Soluble	mg/Kg bs	2443.67 ± 897.96 ab	2372.70 ± 164.76 a	3312.60 ± 756.05 b	
K soluble	mg/Kg bs	7489.01 ± 1045.22 c	5940.72 ± 779.62 b	4166.28 ± 1347.72 a	
Na soluble	mg/Kg bs	2994.75 ± 506.23 b	2912.09 ± 399.12 b	1623.92 ± 430.26 a	
Zn soluble	mg/Kg bs	3.50 ± 0.87 a	3.35 ± 0.43 a	13.49 ± 3.00 b	
Cu soluble	mg/Kg bs	3.50 ± 1.24 b	3.11 ± 0.55 b	2.22 ± 0.79 a	
Ca total	mg/Kg bs	13042.42 ± 1753.08 b	11960.01 ± 1908.26 b	7421.29 ± 1008.50 a	
Mg total	mg/Kg bs	8179.79 ± 898.77 a	11934.20 ± 739.35 b	7682.61 ± 1271.53 a	
K total	mg/Kg bs	9045.71 ± 1767.27 a	11680.69 ± 1119.04 b	11651.16 ± 603.04 b	
Na total	mg/Kg bs	4155.61 ± 390.58 b	4423.70 ± 501.34 b	3395.76 ± 158.92 a	
Zn total	mg/Kg bs	655.10 ± 73.27 b	675.90 ± 72.20 b	533.04 ± 49.32 a	≤ 1100
Cu total	mg/Kg bs	604.66 ± 60.65 b	567.91 ± 81.66 b	374.49 ± 55.45 a	≤ 450

DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado).

El Calcio y el Magnesio solubles (Ca y Mg solubles), mostraron valores elevados para los tres tratamientos analizados (Tabla 5). En este sentido, el DPCA mostró diferencias significativas, en el contenido de Ca y Mg solubles, con respecto a los demás tratamientos analizados. El calcio es un nutriente importante para las plantas y puede influir en la estructura del suelo. El magnesio, por otra parte, tiene mayor incidencia en la fotosíntesis de las plantas.

Para el Potasio Soluble (K soluble), los tres digeridos mostraron valores elevados de este compuesto. Sin embargo, el DPCA, presentó diferencias significativas con respecto a los tratamientos DP y DPTF (Tabla 5).

Los valores de concentración de sodio soluble en el DP y el DPTF fueron 2994.75 ± 506.23 mg/Kg bs y 2912.09 ± 399.12 mg/Kg bs, respectivamente. Estas concentraciones elevadas son particularmente relevantes, dado el potencial riesgo de sodificación del suelo, lo que podría afectar negativamente su infiltración y estabilidad estructural. En contraste, el digerido porcino con carbón activado (DPCA) presentó un valor significativamente menor de 1623.92 ± 430.26 mg/Kg bs, lo cual sugiere la existencia de efectos indirectos del carbón activado sobre la química del digerido, posiblemente reduciendo la solubilidad de las sales de sodio. El sodio tiende a adsorberse en los complejos húmicos y arcillosos del suelo, con una eficiencia de adsorción dependiente del pH y la composición mineralógica. Generalmente, esta interacción es más favorable en condiciones de pH neutro o ligeramente alcalino. Sin embargo, el DPCA presentó un pH inferior en comparación con los otros tratamientos, lo que podría explicar la diferencia observada en las concentraciones de sodio. No obstante, se requieren estudios adicionales para confirmar esta hipótesis.

Por otro lado, los cationes calcio y magnesio juegan un papel clave en la competencia por los sitios de adsorción en los materiales evaluados. De acuerdo con los datos presentados en la Tabla 5, el DPCA exhibe una mayor concentración de estos cationes, lo que sugiere una relación inversa entre sodio y los cationes divalentes, influenciada por el pH y las características del material empleado en el tratamiento. En consecuencia, la interacción competitiva entre calcio,

magnesio y sodio en estos sistemas debe considerarse al evaluar la estabilidad y dinámica de adsorción en suelos tratados con digerido porcino.

Los valores de zinc soluble fueron bajos en comparación con el zinc total, observados en este estudio. Sin embargo, es importante resaltar, que su presencia como Zn total estuvo por encima de las 300 ppm aproximadamente. Este compuesto, es un micronutriente esencial, pero en altas concentraciones puede ser tóxico para las plantas. Además, es un elemento que la resolución de compost regula para su uso y comercialización. Si comparamos los resultados obtenidos (tabla 5), con la Resolución 1/2019 (límite de 300 mg Zn/Kg y 1100 mgZn/Kg en compost clase A y B, respectivamente), los tres tratamientos entrarían bajo la categoría de compost B. Esto es de importancia, ya que podría restringir su uso según la finalidad del cultivo al que se le aplique la enmienda.

Por otro lado, el Cu presentó un comportamiento similar al Zn, en donde las concentraciones solubles fueron bajas y las totales presentaron mayores valores. Este compuesto, también se encuentra regulado por la normativa argentina, estableciendo límites de 150 mgCu/Kg para compost de clase A y de 450 mgCu/Kg para compost de categoría B. En el presente estudio, el único tratamiento que presentó valores dentro de los límites establecidos por la Res. 1/2019 fue el tratamiento DPCA (374.49 ± 55.45 mg/Kg bs).

Con respecto al Fósforo, el aumento significativo de la fracción soluble de este macronutriente (figura 21) en los tres tratamientos sugiere que el proceso de compostaje favoreció la solubilización de una porción del fósforo total inicial, haciéndolo más disponible en el momento del muestreo. Este fenómeno puede estar relacionado con la mineralización de compuestos orgánicos que contenían fósforo, liberando fósforo inorgánico soluble al medio (Meineri et al., 2023). Este autor, menciona que el efluente porcino contiene diferentes formas de fósforo orgánico e inorgánico, con fracciones de P orgánico de hasta el 75% del P total, las cuales se mineralizan a diferentes velocidades. La mineralización de este fósforo orgánico durante el compostaje podría ser una fuente importante del aumento en el fósforo soluble que se observó para los tres tipos de tratamientos (Meineri, 2023).

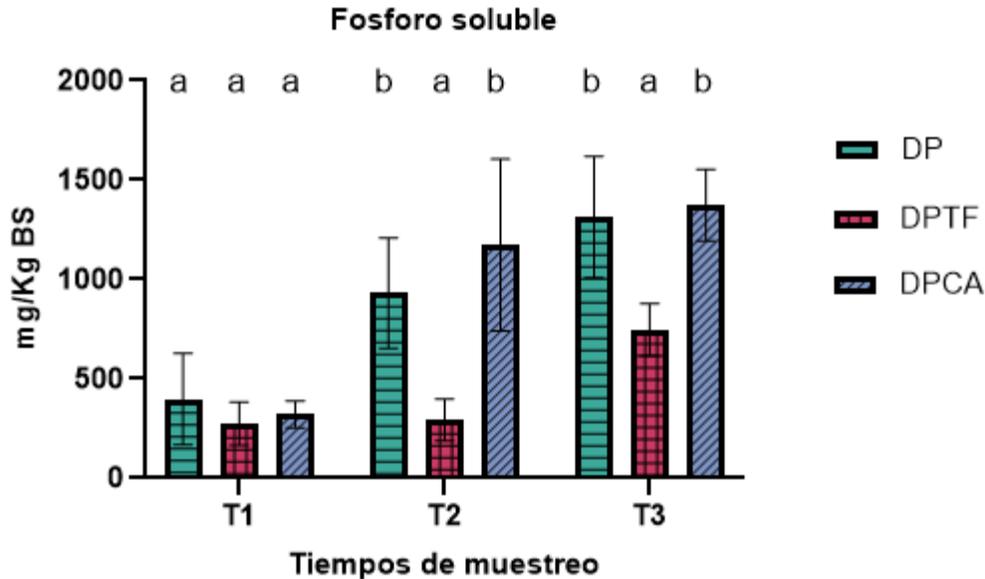


Figura 21. Valores promedio de fosforo soluble en mg/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). $p < 0,0001$; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según la prueba de Kruskal Wallis ($p < 0,05$); (T1: primer muestreo1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado).

Así mismo, Loria y Sawyer (2005) observaron que la digestión anaeróbica de efluente porcino no altera las formas del fósforo, no modificando su disponibilidad en el suelo. Esto sugiere que las formas de fósforo presentes inicialmente no se habrían transformado radicalmente por la digestión anaeróbica previa al compostaje del digerido porcino.

En lo referido al contenido de sulfatos soluble en agua, pudo verse un incremento de este parámetro al final del ensayo para los tres tratamientos (Figura 22). En este sentido, el proceso de compostaje facilitó la solubilización de este compuesto. Sin embargo, el DPCA, presentó diferencias significativas ($p < 0,001$) con respecto al DP y al DPTF, en el contenido inicial y final para este compuesto. Estas diferencias se relacionan a la presencia del carbón activado utilizado para la purificación del H₂S contenido en el biogás. El aumento significativo de sulfatos específicamente en el tratamiento DPCA se relaciona directamente con la función del carbón activado en la captura de ácido sulfhídrico (H₂S) durante la producción de biogás. El carbón activado es un material adsorbente con una alta superficie específica, utilizado comúnmente para la remoción de impurezas gaseosas como el H₂S del biogás. Cuando el carbón activado cargado con H₂S se incorpora al proceso de compostaje, el sulfuro adsorbido pudo oxidarse con el tiempo en condiciones aeróbicas, transformándose en sulfato (SO₄²⁻). Este proceso de oxidación, que ocurre gradualmente durante el compostaje, junto con la desorción de estos compuestos retenidos sobre el carbono debido a la temperatura alcanzada en la fase termofílica, podrían haber producido el aumento significativo en la concentración observada en el DPCA al final del proceso.

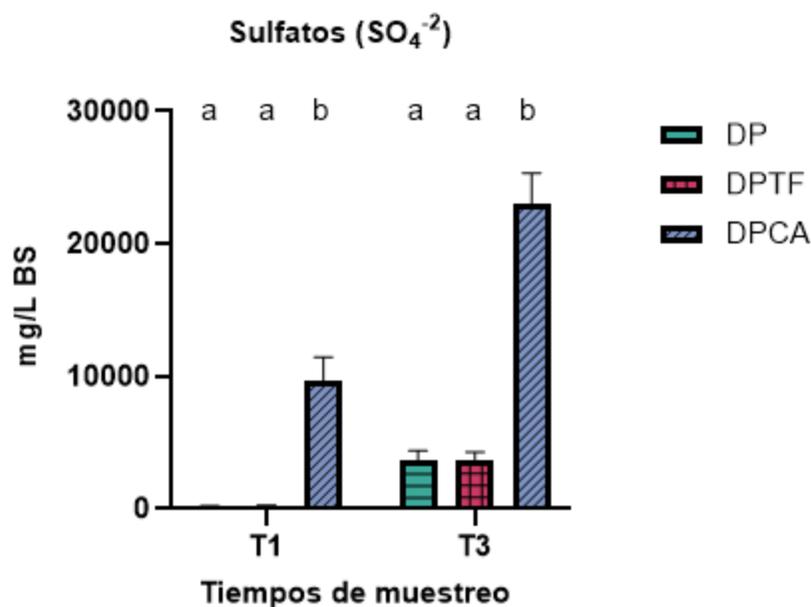


Figura 22. Valores promedio de Sulfatos expresado en g/Kg bs. Las barras horizontales representan el error estándar durante el experimento (n=9). $p < 0,0001$; Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el Test de Kruskal Wallis ($p < 0,05$). (T1: primer muestreo 1, T2: segundo muestreo, T3: tercer muestreo, DP: Digerido porcino, DPTF: Digerido porcino con Tierra Fuller, DPCA: Digerido porcino con carbón activado).

Los tratamientos (DP y DPTF), que no estuvieron expuestos al carbón activado, mostraron un incremento de sulfatos solubles al final del ensayo, sin embargo, no alcanzaron las concentraciones halladas en el DPCA. Es importante mencionar que los digeridos porcinos pueden contener azufre en diversas formas, incluyendo sulfatos, como se evidencia en el trabajo de Biassoni et al. (2024), quienes observaron aumentos en los niveles de $S-SO_4^{2-}$ en el suelo tras la aplicación de digerido. Sin embargo, el incremento sustancial y específico en DPCA, evidencia la interacción de un compuesto rico en azufre con el compost. En este sentido, haber logrado un compost con altas concentraciones de azufre genera posibles beneficios en su posterior uso como enmienda. La alta concentración de sulfatos en DPCA podría tener implicaciones para su uso como enmienda. Los sulfatos son una fuente de azufre para las plantas, un nutriente esencial. Sin embargo, concentraciones excesivas de sulfatos pueden contribuir a la salinidad del suelo y afectar la disponibilidad de otros nutrientes. Por lo tanto, al utilizar este compost, sería crucial considerar la concentración inicial de sulfatos del suelo, los volúmenes de compost a agregar, y su posible impacto en sus propiedades y crecimiento de las plantas.

6. Conclusiones

Una vez finalizada la presente investigación, se desglosan aquí, las principales conclusiones, las cuales responden a las hipótesis y los objetivos planteados:

Al analizar la fracción sólida del digerido porcino anaeróbico se comprobó que el mismo no poseía la estabilidad biológica requerida para ser utilizada como enmienda.

Luego del proceso de compostaje se logró la obtención de una enmienda con estabilidad biológica, evidenciándose en los valores obtenidos para IRE, CSA y el índice de germinación. Esta práctica destaca la necesidad de integrar tratamientos aeróbicos a los procesos anaeróbicos, a fin de garantizar la obtención de productos seguros, estables y con un alto valor agronómico

A su vez, el uso de aditivos disminuyó la volatilización de amonio, mejorando la obtención de nitratos.

Particularmente el tratamiento con agregado de carbón activado agotado proveniente del proceso de purificación biogás, mostró mejor performance en la eliminación de patógenos y mayor concentración de sulfato soluble. Así mismo, este tratamiento fue el único que mostró valores de cobre por debajo de lo establecido por la normativa argentina de compost.

En conclusión, la incorporación planificada de aditivos en bajas proporciones durante el proceso de compostaje permite obtener enmiendas con propiedades diferenciadas, que podrían ser utilizadas con diversos fines agrícolas. Al mismo tiempo, la producción de enmiendas orgánicas otorga la posibilidad de sustituir total o parcialmente el uso de fertilizantes inorgánicos, contribuyendo de esta manera al reciclaje de nutrientes del sistema productivo.

7. BIBLIOGRAFIA

Al Seadi, T., & Lukehurst, C. (2012). Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser. *IEA bioenergy*, 37, 40.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., & Bernal, M. P. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass and bioenergy*, 40, 181-189.

Alder, M., & Graff, M. (2018). Guía práctica para la producción porcina. Manejo del servicio.

American Public Health Association (APHA); American Water Works Association (AWWA); Water Pollution Control Federation (WPCF). 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, 17° ed. Washington. American Public Health Association.

APHA, AWWA & WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17th edición. Diaz de Santos, Madrid, España

Astorga, M., Gatti, M., & Camacho, A. (2020). Macroalgas Como Co-sustratos en Procesos de Digestión Anaerobia de Purines de Cerdo. *AJEA*, (5).

Astorga, M., Gatti, M., & Camacho, A. (2020). Macroalgas Como Co-sustratos en Procesos de Digestión Anaerobia de Purines de Cerdo. *AJEA (Actas de Jornadas y Eventos Académicos de UTN)*, (5).

Ávila Franco, A., Vargas Guillén, P. I., & Saá Pérez, S. V. (2019). Análisis de purines de tres sistemas de alimentación de cerdos de engorde o ceba en el cantón Pedro Carbo e Isidro Ayora de la provincia del Guayas. *Desarrollo Local Sostenible*, (junio).

Bárbaro, L., Karlanian, M., Morisigue, D., Rizzo, P., Della Torre, V., Riera, N. & Crespo, D. 2011. Compost de ave de corral como componente de sustratos. *Revista de la Asociación de Ciencias del Suelo*, 29(1): 83-90.

Barrena Gómez, R. (2007). *Compostaje de residuos sólidos orgánicos: aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso*. Universitat Autònoma de Barcelona,.

Barrena Gómez, R. 2006. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Tesis de doctorado en ingeniería química. Universidad Autónoma de Barcelona, España.

Barrionuevo, M. E., Ejarque, M., Zanovello, L. y Bartucci, S. L. (2019). Prácticas y usos de los residuos pecuarios de productores familiares en un valle de la Patagonia Argentina, *Ambiente y Desarrollo*, 23(44). doi:10.11144/Javeriana.ayd23-44.purp

Basterra, L. E., Echazarreta, F. J., Romero, J. M., Lamelas, K., Mandolesi, A., Barrenechea, V., & Marcos, S. (2019). Anuario Porcino 2019. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Beily, M. E. (2015). Caracterización de elfuentes de cerdos, con énfasis en biodegradabilidad anaeróbica. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA).

Beily, M. E., Morici, G., Crespo, D., & Schapiro, J. (2019). Biochemical methane potencial of sheep manure: Focus in pathogen removal. *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science (IOSRJAVS)*, 12, 24-31.

Beily, M. E., Young, B. J., Bres, P. A., Riera, N. I., Wang, W., Crespo, D. E., & Komilis, D. (2023). Relationships among physicochemical, microbiological, and parasitological parameters, ecotoxicity, and biochemical methane potential of pig slurry. *Sustainability*, 15(4), 3172.

Bernal, M. P. (2017). Grand challenges in waste management in agroecosystems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 1, 1.

Beuchat, L. R. (2006). Vectors and conditions for preharvest contamination of fruits and vegetables with pathogens capable of causing enteric diseases. *British Food Journal*, 108(1), 38-53.

Biassoni, M. M., Salvagiotti, F., & Gutiérrez Boem, F. H. (2024). Indicadores de la residualidad de fósforo (P), azufre (S) y nitrógeno (N) en suelos de la Pampa ondulada.

Bohórquez Santana, W. (2019). *El proceso de compostaje* (Vol. 1). Primera edición – Bogota: Edición Universidad de la Salle, 2019. 40 paginas: fotografías, graficas; 18 cm. Universidad de la Salle.

Bolsa de Comercio de Rosario. (2018). Mercado mundial de cerdos: Argentina en el puesto 13° de los productores y consumidores.

Bongiovanni, M. D., Marzari, R., & Amín, S. (2018). Uso de digestato como biofertilizantes derivado de la generación de biogás. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: Universidad Nacional de Río Cuarto.

Bres P.A.; Beily M.E.; Peñuela N. y Riera N. 2022. Evaluación de la calidad de digeridos de plantas de biogás operativas para su valorización agronómica. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 15 al 18 de noviembre de 2022. Ed. Asociación Argentina de Ciencia del Suelo (AACS). ISBN: 978-987-48396-7-1. <https://congreso2022.suelos.org.ar/wp-content/uploads/2022/11/TOMO2-XXVIIIACCS2022.pdf>. Pag 453.

Bres, P., Baily, M. E., Hilbert, J. A., Almada, M., Escartín, C., & Branzini, A. (2021). Relevamiento de Producción de Digeridos de Plantas de Biogás en Argentina. Programa de Innovación e investigación Horizonte 2020 de la Unión Europea.

Brienza, C., Sigurnjak, I., Meier, T., Michels, E., Adani, F., Schoumans, O., ... & Meers, E. (2021). Techno-economic assessment at full scale of a biogas refinery plant receiving nitrogen rich feedstock and producing renewable energy and biobased fertilisers. *Journal of Cleaner Production*, 308, 127408.

Brunori, J. 2012. Producción de Cerdos en Argentina. Situación, Oportunidades y Desafíos. Recuperado de <http://inta.gob.ar/documentos/produccion-de-cerdos-en-argentina-situacion-oportunidades-desafios-1>.

Bullor, L., Braude, H., Monzón, J., Cotes Prado, A. M., Casavola, V., Carbajal Morón, N., & Risopoulos, J. (2024). *Bioinputs: investment opportunities in Latin America*. Food & Agriculture Org.

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 and bioenergy*, 43, 26-35.

Carrillo de Cori, C. E., Arvelo de Valls, C., Ruiz, M., Zaragoza, M., Castillo, L., Escalona, J. G., Arrieche, I. (1998). Definición de los métodos para analizar nitrógeno totales en fertilizantes. N° 1 y 2: 34 Vol. 6.

Castiglioni, M., Fernández, P., & Vangeli, S. (Coords.). (2022). *XXVIII CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO: Suelos saludables, sustento de la sociedad y el ambiente. RESÚMENES Y TRABAJOS EXPANDIDOS*. Asociación Argentina Ciencia del Suelo.

Cataldo, D. A., Maroon, M., Schrader, L. E., & Youngs, V. L. (1975). Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in soil science and plant analysis*, 6(1), 71-80.

Coma, J., Bonet, J., & Companys, G. V. (2004). Producción ganadera y contaminación ambiental. *XX Curso de Especialización FEDNA: Avances en nutrición y alimentación animal. Fira de Barcelona, España*, 237-272.

Cooperband, L.R. y Middleton J.H. 1996. Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated cocomposted poultry litter and municipal solid waste compost. *Compost Science and Utilization* 4: 24-34.

Curadelli, F., Alberto, M., Uliarte, E. M., Combina, M., & Funes-Pinter, I. (2023). Meta-analysis of yields of crops fertilized with compost tea and anaerobic digestate. *Sustainability*, 15(2), 1357.

DeLaune, P.B, Moore, P.A., Daniel, T.C. & Lemunyon, J.L. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *J. Environ. Qual.*, 33: 728-734.

Desempeño de los mercados mundiales de carne en el 2020. Documento de trabajo. Fundación mediterráneo. Disponible en: https://www.ieral.org/images/db/noticias_archivos/4328-Documento%20de%20Trabajo.pdf

Economía circular, Zacarias Farah. Farah Zacarías, A. (2018). ¿Qué es la economía circular y como cuida del medio ambiente? Mirada global Historias humanas. Revista Naciones Unidas, disponible en: <https://news.un.org/es/interview/2018/12/1447801>

Egene, C. E., Regelink, I., Sigurnjak, I., Adani, F., Tack, F. M., & Meers, E. (2022). Greenhouse gas emissions from a sandy loam soil amended with digestate-derived biobased fertilisers—A microcosm study. *Applied Soil Ecology*, 178, 104577.

Egene, C. E., Sigurnjak, I., Regelink, I. C., Schoumans, O. F., Adani, F., Michels, E., ... & Meers, E. (2021). Solid fraction of separated digestate as soil improver: Implications for soil fertility and carbon sequestration. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 678-688.

Expósito Vélez, G. A. (2004). *Modelización de procesos biológicos para la eliminación de residuos ganaderos, teniendo en cuenta sus condicionantes especiales* (Doctoral dissertation, Caminos).

Fenoglio, D. 2009. El impacto de la apertura económica sobre la producción porcina argentina [en línea]. Tesis de Magister. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Católica Argentina. Disponible en: <http://bibliotecadigital.uca.edu.ar/repositorio/tesis/impacto-apertura-economica-produccion-porcina.pdf>

Finstein, M. S., & Miller, F. C. (1985). Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness.

Flotats Ripoll, X., Campos Pozuelo, E., Palatsi Civit, J., & Bonmatí Blasi, A. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci*, (65), 51-65.

Flotats Ripoll, X., Campos Pozuelo, E., Palatsi Civit, J., & Bonmatí Blasi, A. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci*, (65), 51-65.

Franco, A. Á., Guillén, P. I. V., & Pérez, S. V. S. (2019). Análisis de purines de tres sistemas de alimentación de cerdos de engorde o ceba en el cantón Pedro Carbo e Isidro Ayora de la provincia del Guayas. *REVISTA DELOS*, 12(34). Disponible en: <https://ojs.revistadelos.com/ojs/index.php/delos/article/view/530/517>

Freitas, W.S., Oliveira, R.A., Pinto, F.A., Cecon, P.R. & Galvao, J.C.C. 2005. Efeito da aplicação de águas residuais da suinocultura na produção do milho para silagem. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 8: 120-125.

Froni, L. 1999. Procesos microbianos. Editorial de la Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto. 177 p.

Fuentes Bustamante, G. L. (2020). *Manejo de las excretas de cerdos y las alternativas de mitigación al impacto ambiental* (Bachelor's thesis, BABAHOYO: UTB, 2020). Disponible en: <http://dspace.utb.edu.ec/bitstream/handle/49000/8472/E-UTB-FACIAG-MVZ-000021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Gabrielle, B.; Da-Silveira J.; Houot S. y Francou C. 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. *Journal of Environmental Quality* 33: 2333-2342.

García, A. R., Zorich, C., Ciapparelli, I. C., Fleite, S. N., & de Los Santos, C. N. (2021). Manejo de los residuos en establecimientos de producción bovina.

García, A., Berérbide, J., Prosdócimo, F. (2021). *Manejo de residuos en producciones animales intensivas. Avícola, porcina, bovina (tambo y feed lot). Hacia una gestión sustentable.*

Gómez-Brandón, M.; Lazcano C. y Domínguez J. 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70: 436-444.

Gonçalves, P. W. B., da Costa, C. A., Cardoso, P. H. S., Pegoraro, R. F., Cardoso, G. R., & Versiani, L. C. F. (2022). Bioaccumulation of potentially toxic elements in lettuce and soil fertility treated with biosolid. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(1), 815-823.

Hafner, G., San Martín, M., & Reiser, M. (2018). Proyecto de Apoyo a la NAMA Café Bajo en Emisiones Costa Rica. GIZ. Stuttgart: GIZ.

Hartenstein, R. & Hartenstein, F. 1981 Physicochemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.*, 10: 377-382.

Haug, R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca raton, FL. pp. 71-77.

Hendriks, C. M., Shrivastava, V., Sigurnjak, I., Lesschen, J. P., Meers, E., Noort, R. V., ... & Rietra, R. P. (2021). Replacing mineral fertilisers for bio-based fertilisers in potato growing on sandy soil: A case study. *Applied Sciences*, 12(1), 341.

Hongn, P. A., Vottero, M. E., & Kopp, S. B. (2017). Reutilización del agua para la producción sustentable en un establecimiento intensivo porcino.

Houot, S. ; Bodineau G. ; Rampon J.N. ; Annabi M. ; Francou C. y Poitrenaud M. 2005. Agricultural use of different residual waste composts – current situation and experiences in France. En: Proceedings of the Conference: “The Future of Residual Waste Management in Europe”, ORBIT e.V., Weimar, Alemania. 8 pp.

https://www.unsam.edu.ar/escuelas/economia/economia_regional/CERE%20-%20Mayo%20-%202015.pdf (análisis de los mercados mundiales de carnes

Hue, N.V. y Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.

Iannotti, B.A.; Grebus M.E.; Toth B.L.; Madden L.V. y Hoitink H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177-1183.

Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.N. & Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*, 1: 52-65.

INTA, & Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2022). Uso de digeridos derivados de la producción de biogás como biofertilizante y enmienda del suelo.

IRAM: Instituto Argentino de Normalización y Certificación & SAGPyA: Secretaría de agricultura, Ganadería y Pesca (2009). Norma 29570-1: Determinación de Fósforo extraíble en suelos. Parte 1 – Métodos Bray Kurtz.

Jin, K., Pezzuolo, A., Gouda, S. G., Jia, S., Eraky, M., Ran, Y., ... & Ai, P. (2022). Valorization of bio-fertilizer from anaerobic digestate through ammonia stripping process: A practical and sustainable approach towards circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 27, 102414.

Just, B. S., Marks, E. A. N., Roquer-Beni, L., Llenas, L., Ponsà, S., & Vilaplana, R. (2024). Biofertilization increases soil organic carbon concentrations: Results of a meta-analysis. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 22(1), 2361578.

Kone, D., Cofie, O., Zurbrugg, C., Gallizzia, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41, 9397-4402. doi:10.1016/j.watres.2007.06.024

Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water environment research*, 91(10), 1253-1271.

Laos, F.; Mazzarino M.J.; Walter I.; Roselli L.; Satti P. y Moyano S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 81: 179-186.

Maisonave, R., Lamelas, K., y Mair, G. 2015. Buenas prácticas de manejo y utilización de cama de pollo y guano. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca del Ministerio de Agroindustria. Subsecretaría de Ganadería Dirección Nacional de Producción Ganadera. 44p. Disponible en:

http://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/prensa/folletos_digitales/contenido/Manual_Avicola.pdf

Makádi, M., Tomócsik, A., & Orosz, V. (2012). Digestate: a new nutrient source—review. *Biogas*, 14, 295-312.

Márquez, P. B., Blanco, M. J. D., & Capitán, F. C. (2008). 4. Factores que afectan al proceso de compostaje. *Compostaje*, 93.

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

Mazzarino, M.J. & Satti, P.S. 2012. Compostaje en la argentina: Experiencias de 152 producción, calidad y uso. UNRN-Orientación gráfica editoras, Buenos Aires, Argentina. 348 p.

Mazzarino, M.J., Walter, I., Costa, G., Laos, F., Roselli, L. & Satti, P. 1997. Plant response to fish farming wastes in volcanic soils. *J. Environ. Qual.*, 26: 522-528.

Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. *International journal of environmental research and public health*, 15(10), 2224.

Meineri, G. (n.d.). *Evaluación de la aplicación de digeridos porcinos, en dosis acumuladas sobre una pastura polifítica, en comparación con una fertilización inorgánica* [Trabajo final de graduación/Tesis, Pontificia Universidad Católica Argentina]

Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in life sciences*, 12(3), 242-257.

Moral Herrero, R., & Moreno Casco, J. (2007). Compostaje.

Mórtola, N., Romaniuk, R., Consentino, V., Carfagno, P., Eiza, M., Estradas, E. O., Manosalva, J. (2022). Uso de digeridos derivados de la producción de biogás como fertilizante y enmienda del suelo. Ministerio de Economía, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca.

OECD/FAO (2021), *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2021-2030*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/47a9fa44-es>.

Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5-6), 411-490.

Pegoraro, R. F., Souza, B. A. M. D., Maia, V. M., Silva, D. F. D., Medeiros, A. C., & Sampaio, R. A. (2014). Macronutrient uptake, accumulation and export by the irrigated vitória'pineapple plant. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 896-904.

Pegoraro, V., Cazorla, C. R., Masino, A., Alladio, M., Cottura, G., Bachmeier, O., Hang, S., Muñoz, S. & Zubillaga, M. S. (2020). Diagnóstico del manejo de los efluentes porcinos generados en la provincia de Córdoba. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 46(3), 362-370.

Portela, J.; Goijman, A.P.; Aguado, G. D.; Ferrari, F.; Martínez, L. E.; Uliarte, E. M.; Rizzo, P. F.; Dagatti, C. V.; Godoy, C. M.; Pisi, G.; Funes Pinter, I.; Lucero, P.S. 2024. Guía de Agricultura Regenerativa. Manual Técnico. Ed. Centro Regional Mendoza-San Juan. INTA.

Riera, N. I. (2019). Evaluación del manejo de residuos porcinos de un sistemas intensivo y semi-intensivo. su caracterización, estabilización, aplicación de efluente y compost sobre la matriz suelo y planta.

Rizzo, P. F., Torre, V. D., Riera, N. I., Crespo, D., Barrena, R., & Sánchez, A. (2015). Co-composting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17, 42-50.

Rizzo, P. F., Young, B. J., Viso, N. P., Carbajal, J., Martínez, L. E., Riera, N. I., ... & Crespo, D. C. (2022). Integral approach for the evaluation of poultry manure, compost, and digestate: Amendment characterization, mineralization, and effects on soil and intensive crops. *Waste Management*, 139, 124-135.

Roberts, F. H. S., & O'sullivan, P. J. (1950). Methods for egg counts and larval cultures for strongyles infesting the gastro-intestinal tract of cattle. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1(1), 99-102.

Román et al., 2013. Román , P., Pantoja, A., & Martinez, M. (2013). Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina. Santiago, Chile: FAO. Recuperado el 18 de julio de 2020, de <http://www.fao.org/3/a-i3388s.pdf>

Rubies, F., Terré, E.; Calzada, J. 2024. La cadena porcina sella otro récord para 2023 y un comienzo prominente en 2024. Informativo Semanal. Bolsa de comercio de Rosario.

Sahlström, L. (2003). A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource technology*, 87(2), 161-166.

Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C. & Bernal, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturing of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.*, 78: 301 308.

SAyDS: Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2019). Norma técnica para la aplicación agrícola de digerido proveniente de plantas de digestión anaeróbica 19/2019. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resolución-19-2019-319167>.

Secretaria de agricultura, ganadería y pesca (2022) Anuario Porcino 2022 Disponible en: [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/porcinos/estadistica/archivos/000005-Anuario/220000 Anuario%202022.pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/porcinos/estadistica/archivos/000005-Anuario/220000%20Anuario%202022.pdf)

SENASA. (2022). Caracterización de existencias porcinas. Cordinación General de Sistemas de Gestión Sanitaria. Dirección de Ejecución Sanitaria y Control de Gestión. Dirección Nacional de Sanidad Animal.

Singla Just, B., Binder, P. M., Guerra-Gorostegi, N., Díaz-Guerra, L., Vilaplana, R., Frison, N., ... & Robles Aguilar, A. (2024). Phosphorus Release Dynamics from Ashes during a Soil Incubation Study: Effect of Feedstock Characteristics and Combustion Conditions. *Agronomy*, 14(5), 935.

Soliva, M., & López, M. (2004). Calidad del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso. *Formación de técnicos para el tratamiento y gestión de lodos de depuradora*, 20.

Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*, 243, 1251-1256.

Tambone, F., Terruzi, L., Scaglia, B., & Adani, F. (2014). Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. *Waste Management*, Vol 35, 55-61.

Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J. L. (2011). Characterization of solid digestates: part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*, 2, 43-58.

Thompson, W. H., Legee, P. B., Millner, P. D., & Watson, M. E. (2001). Test methods for the examination of composting and compost. *The United States Composting Council Research and Education Foundation. The United States Department of Agriculture*.

Tiquia, S.M., Richard, T.L. & Honeyman, M.S. 2002. Carbon, nitrogen and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62: 15-24.

Varnero, M. T., Rojas, C., & Orellana, R. (2007). Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(1), 28-37.

Winter, J., Hilpert, R., & Schmitz, H. (1992). Treatment of animal manure and wastes for ultimate disposal-Review. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 5(2), 199-215.

Wu, S., Lei, M., Lu, Q., Guo, L., & Dong, R. (2016). Treatment of pig manure liquid digestate in horizontal flow constructed wetlands: effect of aeration. *Engineering in Life Sciences*, 16(3), 263-271.

Xiao, Y., Yang, H., Zheng, D., Liu, Y., Zhao, C., & Deng, L. (2021). Granular activated carbon alleviates the combined stress of ammonia and adverse temperature conditions during dry anaerobic digestion of swine manure. *Renewable Energy*, 169, 451-460.

Yang, W., Zhang, L., 2022. Addition of mature compost improves the composting of green waste. *Bioresour. Technol.* 350 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126927>

Young, B. J., Rizzo, P. F., Riera, N. I., Della Torre, V., López, V. A., Molina, C. D., ... & Sánchez, A. (2016). Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. *Waste Management*, 54, 101-109.

Zilio, M., Pigoli, A., Rizzi, B., Goglio, A., Tambone, F., Giordano, A., ... & Adani, F. (2023). Nitrogen dynamics in soils fertilized with digestate and mineral fertilizers: a full field approach. *Science of the Total Environment*, 868, 161500.

8. ANEXOS

Tabla N° 1

Nivel de patógenos

Parámetro	Proceso	Valor Límite
I. Coliformes fecales	Sistemas abiertos ≥55°C, 15 días con al menos 5 volteos	<1000 NMP por gramo de compost, en base seca;
II. <i>Salmonella sp.</i>	≥ 55°C, 3 días consecutivos con cobertura que asegure temperatura en la superficie de la pila	<1 NMP/ 4 gramos de compost en base seca;
III. <i>Ascaris lumbricoides</i>	Sistemas cerrados ≥ 60°, 7 días	< 1 huevo viable de <i>Ascaris</i> en 4g de compost en base seca

NMP - Numero Más Probable

Para los compost donde se puede certificar el proceso se exige que se cumpla con I) ó con II) y no se exige III).

Para el caso de los compost donde no se pueda certificar el proceso se exige que se cumpla con I), II) y III).

Tabla N° 2

Indicadores de estabilidad y madurez

Indicadores de estabilidad		
(Deberán medirse, al menos, un indicador de cada grupo)		
INDICADOR		VALOR
Grupo I	C soluble en agua (CSA)	< 10 g/kg
	CSA/N total	≤ 0,7
Grupo II	Producción de CO ₂	< 120 mg de CO ₂ /kg.h
	Test Solvita	≥ 5 para CO ₂
	Índice Respirométrico Estático (IRE)	≤ 0,5 mg O ₂ /g MO.h
	Índice Respirométrico Dinámico (IRD)	≤ 1 mg O ₂ /g MO.h
Indicadores de madurez		
(Deberán medirse, al menos, dos indicadores, uno de los cuales debe ser el índice de germinación)		
Amonio (N-NH ₄ ⁺)		< 400 mg N-NH ₄ /kg
Relación amonio: nitrato (N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃)		< 0,3
Índice de germinación utilizando dos especies		> 60% (ryegrass perenne o anual, tomate, rabanito cebada, trigo, lechuga o berro (<i>Lepidium sativum</i>))
Test Solvita		≥ 4 para NH ₃

MO - Materia Orgánica

Tabla N° 3

Parámetros de calidad

MS -Materia Seca

Parámetros	Compost Clase A	Compost Clase B
pH	5,0 – 8,5	
Olores	No debe presentar olores desagradables	
Humedad (H%)	< 60	
Conductividad Eléctrica (CE dS/m)	<4	<6
Relación C/N (%)	≤20	< 30
Materia orgánica (MO %)	≥20	
Elementos potencialmente tóxicos (mg/kg MS)		
Cadmio	1,5	3
Cobre	150	450
Cromo total	100	270
Mercurio	0,7	5
Níquel	30	120
Plomo	100	150
Zinc	300	1100
Arsénico	15	30

MS -Materia Seca

