



**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO**

**MANEJO DE LOS RESIDUOS DE CAMA PROFUNDA EN UN SISTEMA DE  
PRODUCCIÓN PORCINA MEDIANTE EL COMPOSTAJE**

**ING. AGR. LAURA INÉS MAGRÍ**

**TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER EN MANEJO Y  
CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES**

**DIRECTOR: Dr. Sergio Montico**

**CO- DIRECTORA: MSc. Beatriz Bonel**

**AÑO: 2020**

MANEJO DE LOS RESIDUOS DE CAMA PROFUNDA EN UN SISTEMA DE  
PRODUCCIÓN PORCINA MEDIANTE EL COMPOSTAJE

Laura Inés Magrí

Ingeniera Agrónoma – Universidad Nacional de Rosario

Esta Tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Magister en Manejo y Conservación de Recursos Naturales, de la Universidad Nacional de Rosario y no ha sido previamente presentada para la obtención de otro título en ésta u otra Universidad. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo, durante el período comprendido entre Septiembre de 2016 y Febrero de 2019, bajo la dirección del Dr. Sergio Montico y la co-dirección de la Msc. Bonel Beatriz.

Nombre y firma del Maestrando

Laura Inés Magrí

Nombre y firma del Director

Dr. Sergio Montico

Nombre y firma del Co - Director

MSc. Beatriz Bonel

Defendida: .....de 20\_\_.

## AGRADECIMIENTOS

A mi director Sergio Montico y mi codirectora Beatriz Bonel por sus correcciones, aportes y sugerencias durante el desarrollo de esta tesis.

A mi Director de beca Diego Castro por haberme escuchado, guiado e incentivado en este camino de formación.

A mis compañeros de la Agencia de Extensión Rural de INTA Luján, Mili, Pablo, Ceci, Gra, Gabi, Lau, Vicki y Ariel, por su compañía y ayuda durante esta etapa.

A Cristian, Vanesa y todo el equipo de Gestión Ambiental de la EEA de INTA Marcos Juárez, gracias por recibirme y enseñarme tanto.

A Dani y Amado por su colaboración y compañía durante el muestreo y monitoreo durante el experimento de compostaje.

A Mati, Martu, Mari, Vero y todas las personas que conocí durante los viajes para llevar a cabo todo esto. Gracias por las charlas, la compañía y por brindar un espacio de trabajo entusiasta y agradable.

Al personal del Campo Experimental Villarino por su disposición y colaboración durante el experimento de compostaje.

A Pedro y Brian por brindarme la ayuda y el espacio para realizar los análisis biológicos y ecotoxicológicos. ¡Gracias por la paciencia y todas las sugerencias brindadas!

A Pablo y Patricia por su colaboración para las determinaciones microbiológicas.

A Luciano por permitirme trasladar y utilizar la removedora de compost.

A José Luis y la Universidad Nacional de Luján por sus aportes para poder llevar a cabo la investigación para valorizar los compost como sustratos.

A Mónica por su invaluable aporte para los análisis de los sustratos

A Santi por su colaboración durante el experimento de valorización de los compost. Gracias por la ayuda y la buena onda.

A Leila y Joni por la gran colaboración para realizar el análisis ambiental. ¡Gracias por tan buena predisposición!

A la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario, por mi formación de grado y postgrado.

A Jacaranda y toda su gente, por la contención y el incentivo brindado durante este proceso. Gracias por permitirme transitar esta etapa en un espacio agradable, divertido y cariñoso.

A mis padres, que me apoyaron y ayudaron de forma incondicional. Sin ellos nada de esto hubiese sido posible.

A mi Tía Marta por motivarme y facilitarme instrumentos para avanzar con la investigación.

A mi hermana, a Silvio, Sergio y Titi por escucharme, ayudarme y contenerme siempre.

A mis amigas y amigos por su compañía e incentivo durante esta etapa.

## DEDICATORIA

A mis padres, Alicia y Juan Carlos

A mi hermana Leticia

A María Paz

## ÍNDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. HIPOTESIS Y OBJETIVOS .....	13
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
3.1. Evaluación del proceso de compostaje .....	14
3.1.1. Descripción del sitio experimental.....	14
3.1.2. Residuos orgánicos evaluados .....	15
3.1.3. Armado de pilas de compostaje .....	15
3.1.4. Diseño experimental.....	16
3.1.5. Muestreos y evaluaciones realizadas .....	18
3.1.6. Análisis de datos .....	22
3.2 Valorización de los compost como componentes de sustratos .....	23
3.2.1. Características de los compost para su uso como sustratos .....	23
3.2.2 Características de los sustratos formulados.....	24
3.2.3 Efectos de los sustratos sobre el crecimiento de una especie vegetal .....	25
3.2.4. Análisis de datos .....	27
3.3. Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje.....	27
3.3.1 Definición del objetivo y alcance.....	28
3.3.2. Inventario de los tres sistemas de compostaje.....	29
3.3.3. Evaluación de impacto ambiental .....	32
3.3.4 Interpretación de resultados .....	33
3.3.5. Desempeño ambiental considerando impactos evitados .....	33
3.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje .....	34
4. RESULTADOS .....	35
4.1. Evaluación del proceso de compostaje .....	35
4.1.1. Caracterización de los residuos de un sistema de cama profunda .....	35
4.1.2. Caracterización de la evolución del proceso de compostaje.....	38
4.1.2.1. Temperatura.....	38
4.1.2.2. Humedad .....	39
4.1.2.3. Conductividad eléctrica y Ph.....	40
4.1.2.4. Materia Orgánica.....	41
4.1.2.5. Nitrógeno kjeldahl.....	42
4.1.2.6. Fósforo disponible.....	43
4.1.2.7. Densidad.....	44

4.1.2.8. Estabilidad .....	45
4.1.2.9. Patógenos.....	48
4.1.3. Caracterización de la toxicidad en los compost obtenidos .....	48
4.1.3.1. Elementos traza potencialmente riesgosos en los compost obtenidos .....	48
4.1.3.2 Indicadores de ecotoxicidad de los compost .....	49
4.1.4. Análisis de componentes principales .....	53
4.2. Valorización de los compost como componentes de sustratos .....	55
4.2.1 Características de los compost para su uso como sustratos .....	55
4.2.2. Características de los sustratos formulados.....	59
4.2.3. Efectos de los sustratos sobre el crecimiento de una especie vegetal .....	63
4.3. Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje.....	65
4.3.1. Inventario de los tres sistemas de compostaje.....	65
4.3.2. Evaluación de impacto ambiental e interpretación de resultados .....	67
4.3.3. Desempeño ambiental considerando impactos evitados .....	71
4.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje .....	73
5. DISCUSIÓN .....	74
5.1. Evaluación del proceso de compostaje .....	74
5.1.1. Características de los residuos de un sistema de cama profunda.....	74
5.1.2. Caracterización de la evolución del proceso de compostaje.....	77
5.1.2.1. Temperatura.....	77
5.1.2.2. Humedad .....	79
5.1.2.3. Conductividad eléctrica y pH .....	79
5.1.2.4. Materia orgánica.....	81
5.1.2.5. Nitrógeno.....	81
5.1.2.6. Fósforo disponible .....	82
5.1.2.7. Densidad aparente .....	82
5.1.2.8. Estabilidad.....	83
5.1.2.9. Patógenos .....	84
5.1.3 Caracterización de la toxicidad en los compost obtenidos .....	84
5.1.3.1 Elementos traza potencialmente riesgosos en los compost.....	84
5.1.3.2 Indicadores de ecotoxicidad de los compost .....	85
5.2. Valorización de los compost como componentes de sustratos .....	87
5.2.1 Características de los compost .....	87
5.2.2. Características de los sustratos formulados.....	89

5.2.3. Efectos de los sobre el crecimiento de una especie vegetal .....	92
5.3 Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje .....	93
5.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje .....	97
6. CONCLUSIONES.....	98
7. CONSIDERACIONES FINALES .....	100
8. BIBLIOGRAFIA .....	101
9. ANEXOS .....	124

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Características del agua utilizada para el riego durante el compostaje .....	18
<b>Tabla 2.</b> Sistema de recolección de los residuos de un sistema de cama profunda .....	30
<b>Tabla 3.</b> Caracterización de la extracción de residuos en un SCP.....	34
<b>Tabla 4.</b> Parámetros de estabilidad y madurez del residuo generado en un sistema de cama profunda .....	35
<b>Tabla 5.</b> Patógenos presentes en el residuo de un sistema de cama profunda .....	36
<b>Tabla 6.</b> Parámetros químicos y físico-químicos de los residuos de un sistema de cama profunda.....	37
<b>Tabla 7.</b> Elementos traza potencialmente riesgosos en el residuo de un sistema de cama profunda.....	37
<b>Tabla 8.</b> Nivel de significancia del efecto tratamiento, tiempo e interacción tiempo*tratamiento.....	46
<b>Tabla 9.</b> Medias de los parámetros físico químicos para cada uno de los tratamientos en cada tiempo de muestreo con resultados de contrastes.....	47
<b>Tabla 10.</b> Medias entre tratamientos y tiempos para las variables sin interacción significativa para tiempo*tratamiento.....	47
<b>Tabla 11.</b> Características microbiológicas durante el proceso de compostaje de los residuos de cama profunda porcina .....	48
<b>Tabla 12.</b> Elementos traza potencialmente riesgosos presentes en los compost .....	49
<b>Tabla 13.</b> Indicadores de madurez de los compost obtenidos .....	50
<b>Tabla 14.</b> Indicadores de ecotoxicidad de los compost obtenidos.....	52
<b>Tabla 15.</b> Correlación entre las variables y los dos primeros componentes del análisis de componentes principales.....	54
<b>Tabla 16.</b> Densidad aparente y espacio poroso total de los compost .....	55
<b>Tabla 17.</b> Principales fracciones granulométricas de los compost .....	57
<b>Tabla 18.</b> Principales características físico-químicas y químicas de los tres compost.....	58
<b>Tabla 19.</b> Propiedades físicas de los sustratos elaborados.....	60
<b>Tabla 20.</b> Principales características físico-químicas y químicas de los distintos sustratos formulados.....	62
<b>Tabla 21.</b> Contenido de los principales cationes en los sustratos formulados.....	63
<b>Tabla 22.</b> Altura, número de flores y contenido de clorofila en Petunia .....	65

<b>Tabla 23.</b> Flujos de entrada y salida en los tres sistemas de compostaje .....	67
<b>Tabla 24.</b> Contribución absoluta de cada sistema de compostaje a cada una de las categorías de impacto .....	71
<b>Tabla 25.</b> Inversión y costos de cada sistema de compostaje.....	73

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Instalaciones tipo túnel de viento utilizadas en sistemas de cama profunda .....	2
<b>Figura 2.</b> Esquema de distribución de espacios dentro del túnel.....	2
<b>Figura 3.</b> Temperaturas medias mensuales y precipitaciones totales por mes durante el compostaje....	14
<b>Figura 4.</b> Disposición de los sistemas de aireación durante la evaluación del compostaje a campo .....	17
<b>Figura 5.</b> Valores de temperaturas máximas, mínimas y medias registradas dentro del invernadero ..	26
<b>Figura 6.</b> Fases del Análisis de Ciclo de Vida de un producto o proceso .....	27
<b>Figura 7.</b> Representación de los límites y componentes de los sistemas evaluados.....	29
<b>Figura 8.</b> Evolución de la temperatura en los tres sistemas de compostaje.....	39
<b>Figura 9.</b> Evolución de la humedad en los tres sistemas de compostaje. ....	40
<b>Figura 10.</b> Evolución de la conductividad eléctrica y el pH en los tres sistemas de compostaje .....	41
<b>Figura 11.</b> Evolución de la materia orgánica en los tres sistemas de compostaje .....	42
<b>Figura 12.</b> Evolución del nitrógeno total en los tres sistemas de compostaje. ....	43
<b>Figura 13.</b> Evolución del P disponible en los tres sistemas de compostaje.....	44
<b>Figura 14.</b> Evolución de la densidad en los tres sistemas de compostaje. ....	45
<b>Figura 15.</b> Evolución del Índice Respirométrico estático en los tres sistemas de compostaje .....	46
<b>Figura 16.</b> Análisis de componentes principales para los tres compost obtenidos.....	54
<b>Figura 17.</b> Porcentaje de poros con aire (PA) y capacidad de retención de agua (CRA) de los tres compost obtenidos .....	56
<b>Figura 18.</b> Distribución porcentual de las fracciones granulométricas de los compost. ....	57
<b>Figura 19.</b> Fracciones granulométricas de cada uno de los sustratos formulados.....	61
<b>Figura 20.</b> Peso seco aéreo y de raíz en <i>Petunia (Petunia hybrida)</i> . ....	64
<b>Figura 21.</b> Valoración del perfil medioambiental del proceso de compostaje con aireación mecánica .....	68
<b>Figura 22.</b> Valorización del perfil medioambiental de proceso de compostaje con aireación forzada .....	69
<b>Figura 23.</b> Valoración del perfil medioambiental del proceso de compostaje con aireación natural .....	70

**Figura 24.** Impactos de cada sistema de compostaje, considerando los impactos evitados por sustituir a la turba. .... 72

## ABREVIATURAS

ACV	Análisis del Ciclo de Vida
AF	Aireación forzada
AM	Aireación mecánica
ANOVA	Análisis de la variancia
AN	Aireación natural
CE	Conductividad eléctrica
CI <sub>50</sub>	Concentración inhibitoria 50
C/N	Relación carbono/nitrógeno
COT	Carbono orgánico total
CP1	Componente principal 1
CP2	Componente principal 2
CRA	Capacidad de retención de agua
DBW	Deep bed waste
Dap	Densidad aparente
EEA	Estación Experimental Agropecuaria
EPT	Espacio poroso total
ETPR	Elementos traza potencialmente riesgosos
EICV	Evaluación de impactos de ciclo de vida
FCA	Facultad de Ciencias Agrarias
G.cm <sup>-3</sup>	Gramos por centímetro cúbico
g.L <sup>-1</sup>	Gramos por litro
Hp	Caballos de fuerza
HPG	Huevos por gramo de materia fecal
ICR	Índice de crecimiento relativo
ICR <sub>L</sub> ,	Índice de crecimiento radicular en lechuga
ICR <sub>R</sub> ,	Índice de crecimiento radicular en rabanito
IG	Índice de germinación
IG <sub>L</sub>	Índice de germinación en lechuga
IG <sub>R</sub>	Índice de germinación en rabanito
IRE	Índice respirométrico estático
IMYZA	Instituto de microbiología y zoología agrícola
Inh	Inhibición

INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuario
ICV	Inventario de ciclo de vida
mg.g <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup>	Miligramos por gramo por hora
mg.kg <sup>-1</sup>	Miligramos por kilogramo
MO	Materia orgánica
MS	Material sólido
NMP	Número más probable
NMP.g <sup>-1</sup>	Número más probable por gramo
Nt	Nitrógeno total
P	Fósforo
PA	Poros con aire
RCP	Residuos de cama profunda
SCP	Sistema de producción en cama profunda
SCyMA	Secretaría de control y monitoreo ambiental
SENASA	Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria
SR	Sustrato de referencia
T1	Tiempo 1
T2	Tiempo 2
T3	Tiempo 3
T4	Tiempo 4
TMECC	Test Methods for the Examination of Composting and Compost
UF	Unidad funcional
UNR	Universidad Nacional de Rosario
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
%	Porcentaje

## RESUMEN

En los últimos años el sistema de producción porcina en cama profunda se ha difundido y adoptado como una alternativa viable para mejorar la productividad y sustentabilidad de los pequeños y medianos productores. Este sistema utiliza instalaciones tipo túneles, donde el piso de concreto es reemplazado por un material vegetal utilizado como cama. Durante la producción se genera un residuo sólido (RCP), constituido por el estiércol animal y el material utilizado como cama. La gestión inadecuada de los RCP puede generar potenciales efectos negativos sobre el ambiente, la salud humana y los cultivos. Para su manejo apropiado se requiere implementar un sistema de tratamiento que permita la higienización y estabilización de estos materiales. El compostaje es la tecnología más utilizada para gestionar los residuos sólidos de ganadería, fundamentalmente porque permite recuperarlos y valorizarlos como recursos, mitigando el impacto ambiental y mejorando la performance de otros procesos productivos. Existen diferentes estrategias operativas para llevar a cabo este tipo de tratamiento, siendo la aireación del material un factor sumamente importante y sobre el cual es posible incidir.

El objetivo de esta tesis fue evaluar distintas técnicas de compostaje para el tratamiento y valorización de los materiales procedentes de un sistema de producción porcina en cama profunda. Las alternativas estudiadas se diferenciaron de acuerdo a la metodología de aireación utilizada durante el compostaje: aireación mecánica, forzada y natural. Para evaluar los efectos de estos tratamientos se estudiaron distintos aspectos: (i) Evolución de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos durante el proceso de compostaje; (ii) valorización de los tres productos obtenidos como componentes de sustratos para la producción de plantas ornamentales; (iii) evaluación ambiental y económica de los sistemas de tratamiento estudiados.

Los sistemas de compostaje con aireación mecánica, forzada y natural, permitieron tratar los residuos generados en un sistema de cama profunda, obteniendo un material maduro, estable e higienizado, que cumple con lo exigido por la normativa nacional vigente. Los procesos con aireación natural y mecánica presentaron una degradación más rápida de la materia orgánica, alcanzando antes la estabilidad biológica. La utilización de diferentes métodos de aireación produjo variaciones en la evolución de algunos de los factores físico-químico y químicos involucrados en el compostaje. La aireación mecánica fue la estrategia operativa que tuvo mayor efecto sobre las características del material, las variaciones estuvieron ligadas a la reducción de la CE, el incremento de la densidad y las mayores pérdidas de humedad y nitrógeno.

Los compost obtenidos pueden utilizarse con éxito como sustitutos parciales de la turba en la formulación de sustratos. Los materiales pudieron incorporarse en un 20%, sin generar efectos negativos sobre el crecimiento vegetal. El valor como sustrato de los compost obtenidos no varió en función de la estrategia de aireación utilizada durante el compostaje.

La sustitución parcial de los sustratos convencionales redujo los impactos asociados al tratamiento de los residuos de cama profunda, debido a que se consideraron los impactos evitados por no tener que extraer y transportar turba. El sistema con aireación natural evidenció beneficios ambientales y económicos. El menor consumo energético y la efectividad para conservar el nitrógeno dentro del material redujeron los impactos asociados a este sistema de tratamiento. Los costos económicos fueron mayores cuando se utilizó un sistema de aireación activa, debido a que requiriere implementos específicos y mayor consumo energético.

## ABSTRACT

Deep bedding system generates a solid waste (DBW) composed by the material used as a bed and partially decomposed animal manure. Composting is the most used technology to manage this kind of waste because it allows retrieving and valuing them as resources, mitigating environmental impact and improving the performance of other productive processes.

The aim of this thesis was to evaluate different aeration methodologies, mechanical turning, forced aeration and natural aeration, during the composting of the DBW. To evaluate the effects of these treatments different aspects were studied: (i) Evolution of the main physic, chemical and biological parameters during de composting (ii) Evaluation of the three obtained composts as substrate components for the production of ornamental plants. (iii) Environmental and economic evaluation of the studied treatment systems.

Mechanical turning, forced aeration and natural aeration allowed to obtain a mature, stable and sterilized material, which complies with the requirements laid down in current regulations. Nevertheless, the use of different methods of aeration resulted in variations in the evolution of some physicochemical and chemical factors involved in composting. Natural aeration and mechanical turning maintained thermophilic temperatures during recommended time to certify the process and reached biological stability earlier. Mechanical turning was the operational strategy which had the most effect over the features of the material, the variations were linked to the reduction of the electric conductivity, the increase in density and the greater loss of humidity and nitrogen.

The value as substrate of the obtained composts did not vary in relation to the strategy applied during the composting, the three materials were successfully used in a 20% in the developing of the mixes.

The system that uses natural aeration showed environmental and economic benefits. The lower demand and consumption of energy and the effectiveness to preserve the nitrogen inside the material, reduced the impact associated with this system of treatment.

## 1. INTRODUCCIÓN

### **La producción porcina en Argentina**

La ganadería porcina en Argentina ha transitado un significativo proceso de transformación en los últimos 10 años, mostrando un incremento tanto en la producción como en el consumo de carne (Ministerio de Producción y Trabajo, 2018). Actualmente, se hallan registradas en SENASA más de 100 mil unidades productivas, que poseen un stock total de 5,1 millones de cabezas. La producción de carne de cerdo en 2017 fue de 565 mil toneladas, duplicando el valor registrado en 2010 y el consumo alcanzó los 14 kg/habitante/año, divididos en 11 kg de carne fresca y 3 kg de fiambres y chacinados (Ministerio de Producción y Trabajo, 2018).

Respecto a la distribución territorial de los establecimientos, casi el 70 % se encuentran en las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe. La ganadería porcina se encuentra en manos de una enorme y diversa cantidad de productores, predominando en el país los sistemas de pequeña y mediana escala (10 a 100 madres) (Ministerio de Producción y Trabajo, 2018). Si bien la mayoría de estos sistemas son al aire libre, en las últimas décadas se incrementó el número de establecimientos que han confinado e intensificado la producción (Brunori, 2012). La búsqueda de sistemas productivos más eficientes provocó la adopción de nuevas tecnologías ligadas a la intensificación y especialización de los agroecosistemas locales. Esto no sólo generó cambios en las estrategias y modelos productivos, si no que introdujo la necesidad de repensar las relaciones entre las actividades pecuarias y el medio ambiente (Vicari, 2012).

Una de las principales problemáticas ambientales ligadas a la intensificación de estos sistemas, está vinculada a la concentración de las excretas generadas, lo que implica una acumulación de materia orgánica, nutrientes, metales pesados y microorganismos patógenos. Como consecuencia de la limpieza de las instalaciones productivas, el estiércol acumulado es apartado y retirado, generando flujos residuales, compuestos de estiércol, agua o el material sólido utilizado como cama. La intensificación provocó un crecimiento exponencial en la generación de residuos biodegradables, que no siempre ha sido acompañada por la adopción de estrategias adecuadas para su tratamiento y valorización (Pegoraro, 2019).

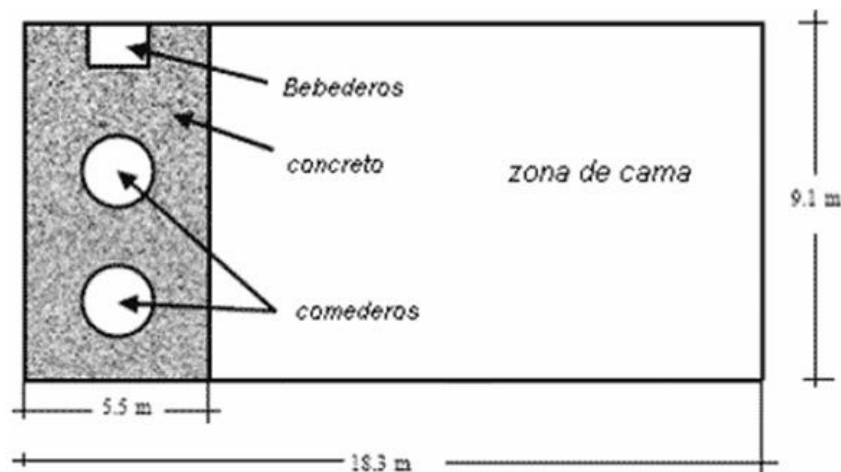
### **El sistema de producción porcina en cama profunda**

Como resultado de la búsqueda de sistemas productivos más eficientes, se adoptó un sistema conocido como cama profunda (SCP), túneles de viento o *deep bedding*. El SCP se originó en China y desde 1980 se adoptó en Europa, más tarde llegó a Estados Unidos, y luego se extendió a América Latina (Araque et al., 2006), adoptándose hace unos años en Argentina.

Estos sistemas utilizan instalaciones tipo túneles, que con una inversión menor a la requerida para los sistemas confinados tradicionales, permiten mejorar la productividad y sustentabilidad de los medianos productores (Araque et al., 2006). Están constituidas por una estructura en forma de arco que sostiene una cubierta de polipropileno, la cual se sujeta a una pared o alambrado de 1,3-1,8 metros de altura (Figura 1). Dentro de los túneles, sobre el suelo compactado, se coloca un material utilizado como cama: paja de trigo, heno, cáscara de arroz o girasol, hojas de maíz, etcétera; variando de acuerdo a la disponibilidad de las diferentes regiones (Cruz y Almaguel, 2013) (Figura 2).



**Figura 1.** Instalaciones tipo túnel de viento utilizadas en sistemas de cama profunda (Farner, 2007)



**Figura 2.** Esquema de distribución de espacios dentro del túnel (Farner, 2007)

En este tipo de instalaciones no hay sistemas de calefacción, y el material utilizado para la cama resulta fundamental para generar un ambiente adecuado para el crecimiento animal, por lo que es importante enfatizar en su manejo, tomando en cuenta el tipo de material, cantidad, profundidad y mantenimiento (Hill, 2000).

Una de las características que destaca a este sistema, se vincula con la generación de residuos sólidos que pueden ser tratados y reutilizados en otros procesos agronómicos (Cruz et al 2009). Por estas alternativas de reciclaje se considera que el SCP puede provocar un menor impacto ambiental, en relación a los sistemas confinados que utilizan importantes cantidades de agua y generan efluentes líquidos producto del lavado de las instalaciones cementadas (Hill, 2000). Los residuos generados en los sistemas de cama profunda son una mezcla del material utilizado como cama y el estiércol y orina animal. La frecuencia con que se extraen depende del manejo de cada sistema, en algunos casos se reutiliza durante varias crianzas, mientras que en otros se vacía y limpia la instalación antes del ingreso de una nueva camada. Si bien en estos sistemas se genera únicamente un residuo sólido, con menor frecuencia de retiro y mayor facilidad de gestión respecto a los sistemas confinados, su manejo inadecuado puede incurrir en serios problemas ambientales, como vehiculización y propagación de organismos patógenos, contaminación de los recursos naturales y conflictos con las poblaciones cercanas, fundamentalmente por la generación de malos olores y la presencia de moscas (Edward y Daniel, 1992; Atkinson y Watson.1996; Cooperband, 2000; Bicudo y Goyal, 2003; Herrero y Gil 2008; Bernal, 2009).

### **Tecnologías para el tratamiento de residuos pecuarios**

Existen diversos métodos para manejar adecuadamente los residuos sólidos orgánicos; sin embargo los tratamientos biológicos constituyen la alternativa más adecuada porque permiten la valorización de los mismos (Mata-Alvarez et al., 2000). En el caso de los residuos de ganadería, algunas de las tecnologías ambientalmente aceptadas para su manejo, son la digestión anaeróbica y el compostaje (Richard, 1992).

El tratamiento biológico se puede realizar en situación de anaerobiosis o de aerobiosis. Bajo condiciones anaerobias, las bacterias transforman parte del material orgánico contenido en el estiércol en metano, dióxido de carbono y un material estabilizado. Este proceso debe realizarse en recipientes cerrados herméticamente, llamados digestores, donde se almacenan todos los productos obtenidos de la descomposición tanto gases como líquidos (Soria-Fregoso et al., 2001). Debido a la gran complejidad y alta inversión requerida para la digestión anaeróbica, la tecnología más utilizada para el tratamiento de residuos sólidos de ganadería es el compostaje (Cadena et al., 2009), fundamentalmente porque permite recuperar y valorizar estos recursos, mitigando su impacto ambiental y mejorando la performance de otros procesos productivos, tanto desde el punto de vista ecológico como económico (Raviv et al., 1986; Ruggieri et al., 2009; Abduli et al., 2011). De acuerdo a lo descrito por Richard y Smits (1998) este es un método

adecuado para tratar los residuos de un SCP, permitiendo reducir el volumen, estabilizar e higienizar la materia orgánica para su utilización posterior en agricultura.

### **El compostaje**

El compostaje es un proceso microbiológico aerobio, que mediante la secuencia de fases mesófilas y termofílicas, permite la transformación de materiales orgánicos frescos en un producto higienizado, maduro y biológicamente estable (Ishii y Takii, 2003). Este tratamiento permite eliminar o minimizar el riesgo de propagación de patógenos y parásitos, lo que junto con la estabilidad y madurez del material, son los principales requisitos que se deben alcanzar en un compost para poder utilizarlo como enmienda orgánica o componentes de sustratos (López-Real y Baptista, 1996; Larney y Hao, 2007). Otro aspecto importante y regulado en la gestión de residuos orgánicos, es el contenido de elementos traza potencialmente riesgosos (ETPR). Los límites de contaminantes para la aplicación de residuos orgánicos en agricultura fueron establecidos originalmente para biosólidos (CEC, 1986; USEPA, 1993), pero actualmente se utilizan también para regular otros tipos de residuos orgánicos (Cooperband y Middleton, 1996; Brinton, 2000).

En Argentina en cambio, el avance en la regulación de aspectos vinculados a la gestión de residuos orgánicos mediante el compostaje es muy reciente. A inicios de 2019 la Secretaría de Control y Monitoreo ambiental y el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) firmaron una Resolución Conjunta (1/2019), que establece el marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost (SCyMA y SENASA, 2019). La norma establece cuales son los materiales a partir de los cuales está permitido producir compost y en la categoría 2.2 se incluyen aquellos residuos provenientes de fuentes animales, como estiércol sólido y líquido. También se establecen una serie de parámetros comunes para regular la elaboración y utilización de compost y se definen indicadores, métodos de análisis y valores límites respecto a la estabilidad, madurez y nivel de patógenos. De acuerdo a ciertos parámetros de calidad y al nivel de ETPR, los compost se diferencian en clase A y clase B. El primero no presenta restricciones de uso ni aplicación, mientras que para utilizar compost clase B deberán contemplarse la dosis anual de carga y la carga máxima admitida de ETPR según valores límites indicados.

El éxito del tratamiento, y la posibilidad de alcanzar los parámetros establecidos por la norma, dependen fundamentalmente de las características del material y de las estrategias operativas (Tiquia et al., 2002). Existen diferentes técnicas de compostaje, las que se ajustan a diferentes necesidades; la elección de una u otra depende, entre otras cosas, de la cantidad y tipo de material a procesar, la inversión a realizar, la disponibilidad de terreno, la complejidad

operacional, y el destino o uso del producto final (Rynk. 1992, Solano et al., 2001; Oguwande y Osunade, 2011). El compostaje en hileras al aire libre es el más adoptado en el mundo, se basa en la construcción de pilas o hileras que pueden recibir aire por diferentes metodologías durante el tratamiento (De Bertoldi et al., 1985; Artola et al.; 2009).

El sistema de aireación utilizado es el factor más manejable y sobre el que es más fácil incidir para el control del compostaje (Cegarra et al., 2006). El proceso puede realizarse en pilas estáticas, con aireación natural, pasiva o ventilación forzada, o en pilas con volteo mecánico. El sistema más antiguo que se conoce se realiza en pilas estáticas, que no se mueven durante el compostaje, con ventilación natural a través de los espacios de la masa a compostar (Veeken et al., 1997). En los sistemas con aireación forzada se dispone de un ventilador que inyecta el aire dentro del material, para luego ser conducido a través de un sistema de tuberías perforadas (Cegarra et al., 2006). La aireación mecánica constituye un sistema que permite oxigenar la pila periódicamente mediante la utilización de algún implemento que remueva el material, ya sea una pala mecánica o una volteadora diseñada específicamente para este fin (Misra et al., 2003).

Biológicamente hablando, el compostaje es un proceso dinámico, debido a la actividad de diversas poblaciones de bacterias y hongos, ligadas a ambientes diferentes y bien definidos. La medición de la evolución de ciertos parámetros químicos y biológicos permite monitorear las condiciones sobre las que el proceso avanza y el grado de estabilidad e higienización alcanzado por los residuos orgánicos en tratamiento (Yañez et al., 2009).

Los principales parámetros involucrados en el proceso de compostaje son:

- Temperatura

Es una de las variables más importante para monitorear la evolución del compostaje, influyendo directamente sobre la degradación microbiana y la higienización del material (Miyatake y Iwabuchi, 2006; Chen et al., 2015). La temperatura aumenta debido a la degradación acelerada de la materia orgánica (Raut et al., 2008) ya que las moléculas se transforman en compuestos más sencillos y liberan la energía almacenada en sus enlaces.

La mayor biodegradación se consigue entre los 45° y 55°C (Haug et al., 1993; Stentiford, 1996, Hassen et al., 2002; Zhu et al., 2004) pero para lograr la eliminación de patógenos y semillas de malezas, es necesario alcanzar temperaturas por encima de 55°C (Bernal et al., 2009; Ravindran y Sekaran 2010). Por otro lado, una generación excesiva de calor, y el mantenimiento de temperaturas elevadas ( $\geq 65^{\circ}\text{C}$ ) por demasiado tiempo, puede inhibir la población de microorganismos termófilos, generando un retraso en el proceso de compostaje, particularmente en la maduración final (Imbeah, 1998; Sundberg et al. 2004; Bernal et al.,

2009). Por lo tanto, es necesario conseguir un equilibrio entre la máxima higienización y la biodegradación de la materia orgánica (Barrena Gómez, 2007).

- Humedad

El contenido de humedad es otro parámetro relevante durante el proceso de compostaje. Influye en el espacio de aire libre, la concentración de oxígeno, la temperatura y la distribución de nutrientes para la actividad de los microorganismos (Tiquia et al., 1996a; Tiquia et al., 1998, Guo et al., 2012).

El contenido de humedad requerido para una adecuada actividad biológica está entre 40 y 60% (Rynk, 1992; Titko et al., 1996, Luangwilai et al. 2011). Si el contenido de agua se incrementa demasiado la tasa de absorción del oxígeno se reduce, pudiendo alcanzar valores inadecuados para satisfacer los requerimientos de los microorganismos (Onwosi et al., 2017); en estos casos el proceso tiende a ser anaeróbico, generando malos olores y alterando la descomposición (Titko et al., 1996, Das y Keener, 1997). Por otro lado, valores muy bajos de humedad podrían causar deshidratación, lo que dificulta el avance del proceso (Gray, 1971, Rynk, 1992, Makan et al., 2013).

- Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) de un compost depende fundamentalmente de las características de los residuos utilizados como materia prima (Sánchez-Monedero et al, 2001). Esta variable refleja el grado de salinidad de los materiales, e incide sobre su calidad y posible fitotoxicidad (Lin, 2008).

Durante el proceso de compostaje, la CE podría incrementarse por la formación de sales minerales producto de la mineralización de la materia orgánica, o disminuir por la volatilización de amoníaco y la lixiviación de las sales (Huang et al., 2004). El valor de CE de un compost maduro debe ser suficientemente bajo para no obstaculizar el crecimiento vegetal; el valor límite varía en función de la calidad y uso del compost (Rink 1992; Bernal et al., 2017). Barbaro et al. (2014) establecieron que cuando el compost se utiliza como sustrato debería tener una conductividad eléctrica menor a un  $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ , mientras que si se utiliza como enmienda orgánica este valor puede ser algo mayor ( 3,5- 6  $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ ) (Rynk., 1992; Chowdhury et al. 2014; Juarez et al., 2015; Mulec et al., 2016, SCyMA y SENASA, 2019).

- pH

El pH es otro de los parámetros que puede incidir sobre el compostaje, se considera que los valores óptimos para el adecuado avance del proceso están entre 5,5 y 8,5 (De Bertoldi et al., 1983; Miller, 1993). Algunos autores han observado que valores extremos de pH pueden

inhibir la actividad de los microorganismos; así, Sundberg et al. (2004) hallaron que la actividad microbiana descendió cuando el compostaje se desarrolló con niveles de pH menores a 5. Valores muy elevados también puede obstaculizar la actividad microbiana, afectando el saneamiento y estabilización del material (Hachicha et al., 2009); además, pueden favorecer la liberación de amoníaco, influyendo tanto en la conservación del nitrógeno como en la contaminación ambiental (Bernal et al., 2009).

En las etapas iniciales del proceso el pH suele disminuir debido a la degradación de las formas más lábiles de la materia orgánica y a la formación de ácidos libres (Huang et al., 2004; Bustamente et al., 2007). A medida que el compostaje avanza los valores aumentan, por la mineralización de aminoácidos y proteínas, volviendo a disminuir durante las fases de enfriamiento y madurez, debido a la nitrificación y la formación de compuestos húmicos (Huang et al., 2004).

- **Materia orgánica**

Si el compostaje avanza correctamente el contenido de materia orgánica (MO) disminuye, debido a la mineralización de los compuestos orgánicos más lábiles y a la pérdida de carbono como dióxido de carbono (Bernal et al., 2009). Esto genera una reducción en el peso de la pila y una disminución de la relación C/N. La tasa de degradación disminuye a medida que avanza el proceso, debido a que se reducen las fuentes de carbono disponible. Durante la etapa de maduración, prevalecen las reacciones de síntesis de compuestos orgánicos complejos (humificación), con propiedades físicas y químicas diferentes a las del material de partida (Haug, 1993).

- **Nutrientes y relación C/N**

Para el proceso de compostaje es más significativo alcanzar un equilibrio entre nutrientes, principalmente entre el carbono y el nitrógeno, que un contenido específico (Huang et al., 2004; Gao et al., 2010). Los microorganismos necesitan 30 partes de carbono por unidad de nitrógeno (Bhamidimarri y Pandey 1996; Huang et al., 2004); por lo tanto, la relación óptima está en el rango de 25 a 35, de esta manera se logra equilibrar la velocidad del compostaje y minimizar las pérdidas de nitrógeno. Cuando la relación C/N es demasiado baja se genera un exceso de nitrógeno por unidad de carbono disponible, lo cual suele provocar pérdidas, por volatilización en forma de amoníaco.

La mayor parte del nitrógeno que contienen los residuos sólidos orgánicos se encuentra formando parte de las proteínas, que durante el proceso de compostaje se mineralizan mediante reacciones de amonificación. Este amonio puede ser inmovilizado por los microorganismos o volatilizarse como amoníaco gaseoso, especialmente cuando los valores de pH y temperatura

son elevados (Sánchez-Monedero et al., 2001). Por último, hacia el final del proceso, el amoníaco suele ser transformado a nitratos por bacterias nitrificantes cuando las condiciones de aireación y temperatura son favorables. Cuando el compostaje se realiza al aire libre, y está expuesto a precipitaciones, los nitratos pueden perderse por lixiviación, generando impactos negativos sobre el ambiente y afectando el contenido de nutrientes del compost (Seymour y Bourdon, 2003; Bernal et al., 2017).

- Densidad

La densidad aparente es uno de los parámetros físicos que permite revelar qué está sucediendo en el proceso de compostaje. La degradación de los materiales orgánicos produce una disminución en el contenido de sólidos volátiles y un aumento en el porcentaje de cenizas (Breitenbeck y Schellinger, 2004; Huerta Pujol et al., 2010). Este cambio en la composición del material, producto del proceso de descomposición, produce una reducción en el tamaño de las partículas y un aumento de la densidad aparente (Raviv et al., 1986).

- Estabilidad y madurez

La estabilidad se refiere a la resistencia a la degradación microbiana, y generalmente se mide indirectamente a través de la actividad biológica, el consumo de oxígeno o la producción de dióxido de carbono. Una disminución de la actividad biológica supone una reducción de la biodegradabilidad y un aumento de la estabilidad (Gómez-Brandón et al., 2008). Cuando se alcanza este estado, la materia orgánica contenida en la biomasa se conserva bajo condiciones óptimas, mostrando baja actividad microbiológica (Adani et al., 2001). Un material inestable provocará efectos adversos en la agricultura y el ambiente por lo que la determinación de este parámetro es de interés para conocer el final del proceso de compostaje. Los métodos basados en el consumo de oxígeno son los más reconocidos para evaluar esta variable (Iannatti et al., 1993; Adani et al., 2004) y dentro de ellos, los índices respirométricos se han utilizado frecuentemente para monitorear la actividad biológica y la estabilidad de la materia orgánica, constituyendo una herramienta de decisión para comparar diferentes sistemas (Rizzo et al., 2013; Young et al., 2016).

La madurez, en cambio, se refiere a la obtención de un producto sin sustancias fitotóxicas (Iglesias-Jiménez y Pérez-García 1992; Cooperband et al., 2003). Si durante el proceso no se ha logrado una correcta descomposición, se desarrollan malos olores y permanecen metabolitos tóxicos para las plantas (Iglesias-Jiménez y Pérez-García 1992). La evaluación de la fitotoxicidad de los compost es uno de los criterios más importantes que se utilizan para evitar riesgos ambientales y productivos (Tiquia et al., 1996b).

La evolución de todos los parámetros antes mencionados puede variar en función de tipo del material y de las estrategias operativas utilizadas durante el proceso. Trabajos realizados con diversos residuos pecuarios y agroindustriales, han demostrado que la eficacia de distintos métodos de compostaje puede ser diferente. Cáceres et al., (2006) por ejemplo observaron que la utilización de diferentes estrategias de aireación tuvo efecto sobre la evolución del pH y la conductividad eléctrica del compostaje de estiércol vacuno. Cegarra et al. (2006), trabajando con el tratamiento de los residuos de la industria del aceite de oliva, comprobaron que se aceleró el proceso de compostaje cuando se utilizó aireación forzada en conjunto con volteos mecánicos. Otros autores (Richard y Smits, 1998; Tiquia et al., 2002) han observado que la aireación mecánica de los residuos de un SCP redujo los niveles de humedad de la pila y el contenido de carbono, en comparación a un sistema de aireación pasiva.

Cada estrategia de aireación conlleva a un proceso con condiciones específicas, en cuanto al espacio físico necesario, la mano de obra y energía requerida, los impactos ambientales que se generan y la calidad del producto final obtenido. La variación en la evolución de las características fisicoquímicas de los materiales durante el proceso de compostaje, puede generar compost con distintas calidades y, por lo tanto, distintas posibilidades de uso. Entre las diferentes alternativas de valorización, para el aprovechamiento de los residuos pecuarios, la obtención de una enmienda orgánica de calidad o sustratos para el cultivo sin suelo, constituyen algunas de las opciones más importantes (López-Real y Baptista, 1996; Celik et al., 2004; Bachman y Metzger, 2008).

### **Compost como sustratos para el cultivo sin suelo**

Hay ciertas propiedades de los productos finales que son relevantes cuando se quieren valorizar agrónomicamente los residuos tratados, más aún si pretenden utilizar como sustratos. Se denomina sustrato para cultivo a aquel material que, al ser colocado en un contenedor, en forma pura o en mezcla permite el anclaje del sistema radicular (Abad et al., 2004). El sustrato más común utilizado en el mundo es preparado a base de turba de *Sphagnum*, debido a sus excelentes propiedades físicas y químicas. (García-Gómez et al., 2002). Sin embargo, el agotamiento de un recurso no renovable como la turba, el impacto ambiental que causa su extracción y transporte, y el elevado precio de mercado, ha motivado la búsqueda de componentes sustitutos (Abad et al., 2001, Bustamante et al., 2008). En este sentido, la factibilidad de uso del compost de residuos pecuarios puede resultar beneficioso, no solo por la eliminación de los residuos potencialmente contaminantes, sino por su reincorporación al medio como recurso (Zhang y He, 2006). Para su uso como sustrato las especificaciones que los materiales tienen que cumplir son aún más estrictas que las requeridas habitualmente para

su uso como enmiendas orgánicas (Weinhold y Scharp, 1997). Particularmente, la estabilidad de la materia orgánica, el pH y la conductividad eléctrica son algunas de las propiedades que pueden hacer más difícil utilizar compost como medios de cultivo (Verdonck, 1983). La porosidad total, la capacidad de retención de agua, los poros con aire, son otras características claves que definen la calidad del compost para su utilización en cultivos sin suelo (Raviv et al., 2008).

En los últimos años compost de distintos orígenes han sido evaluados para el cultivo de especies ornamentales (Sterrent, 2005). El cultivo en sustratos es ampliamente utilizado para este tipo de producción (Hernandez-Apaolaza et al., 2005), destacándose en nuestro país el cultivo de petunia (*Petunia hybrida*) y pensamiento (*Viola wittrockiana*) dentro de las principales especies cultivadas (Barbaro, 2011; Buyatty, 2012). En general, los compost no son utilizados puros, sino en mezclas en distintos porcentajes, variando en función del tipo de material, del tamaño del contenedor y de la especie a cultivar. En algunas investigaciones realizadas Barbaro et al. (2011) hallaron que el compost de residuos avícolas podría ser una opción viable como componente de sustratos para la producción de plantas en maceta, si se lo utiliza en mezcla con otros componentes. Valenzuela et al. (1998) evaluó el vermicompost obtenido a partir de estiércol vacuno demostrando que, si bien su densidad estaba por encima de los valores óptimos, el resto de los parámetros se encontraban dentro de los umbrales apropiados para la germinación o crecimiento de especies vegetales. Por su parte, Cáceres et al. (2006) demostraron que el compost de estiércol bovino proveniente de pilas con aireación forzada, tiene un pH más bajo que aquel generado en pilas volteadas mecánicamente, característica deseable en los compost utilizados como componente de sustratos.

En nuestro país, muchas de las producciones intensivas, como la floricultura y la horticultura, que demandan grandes cantidades de estos materiales, se concentran en los alrededores de las grandes metrópolis. Dada la cercanía a los centros de consumo, también asumen un rol preponderante en estas áreas las producciones animales de pequeña y mediana escala, donde uno de los ejes de mayor tensión son los conflictos debidos a la gestión de los residuos pecuarios y el uso del espacio periurbano (Feito, 2011). Para estas situaciones, un sistema de producción aplicable, por sus ventajas ambientales y económicas, son los SCP (Cruz et al, 2013); en estas áreas, con reducida superficie agrícola disponible, el tratamiento de los residuos pecuarios por medio del compostaje y su uso como sustrato, resulta sumamente relevante (Oliveira, 2004; Paillat et al., 2005), ya que la proximidad geográfica entre los sistemas pecuarios, los generadores de residuos orgánicos, y las producciones intensivas que

demandan sustratos de calidad (floricultura y horticultura), puede maximizar el beneficio ambiental y económico del proceso de tratamiento y valorización de los residuos generados.

### **Evaluación ambiental y económica del proceso de compostaje**

Además de las especificaciones técnicas del proceso de compostaje y del producto final obtenido, la evaluación de cada tecnología debe considerar los aspectos ambientales (consumo de agua, energía, emisiones gaseosas) y económicos (inversión, costos operativos), involucrados en cada sistema de tratamiento (Artola et al., 2009; Van Haaren et al., 2010; Bernal et al., 2017). Si bien uno de los objetivos del compostaje es reducir los problemas ambientales asociados a la gestión de residuos, la actividad genera consumo de recursos y puede provocar emisiones de sustancias que generan impactos ambientales negativos (Cadena et al., 2009); ambas situaciones (emisiones y el consumo de energía) se ven influenciadas por el sistema de aireación utilizado (Hao et al., 2001): el volteo frecuente de la pila puede facilitar la volatilización de amoníaco, mientras que en una pila estática sin aireación activa puede favorecerse las emisiones de metano (Bernal et al., 2009); el consumo de combustible para realizar el volteo o el empleo de electricidad para la aireación forzada implican variaciones en las entradas de energía para cada sistema (Cadena et al., 2009). La tecnología utilizada durante el compostaje también depende de los costos económicos de cada sistema (Keener et al., 2000). Las pilas estáticas sin aireación activa tienen menores requerimientos de maquinaria (únicamente una pala mecánica), pero no es factible su uso para todos los residuos orgánicos, ya que el control de la aireación es limitado (Stentiford, 1996).

Para poder evaluar la conveniencia ambiental del sistema a utilizar para el compostaje, actualmente se utiliza cada vez con mayor frecuencia en el campo de la gestión de los residuos sólidos una herramienta denominada Análisis del Ciclo de Vida (ACV), que es un método de análisis que permite evaluar los impactos ambientales potenciales del tratamiento de los residuos y servir de apoyo en la toma de decisiones para la prevención de la contaminación (Azapagic, 1999). El ACV se propone para la toma de decisiones en la gestión de residuos a diferentes niveles, ya que ofrece una visión integral de los procesos e impactos involucrados (Finnveden et al., 2009) y ha resultado una herramienta útil que permite comparar diferentes alternativas de gestión para los residuos sólidos orgánicos (Cadena et al., 2009). Una de las particularidades más interesantes del ACV en el tratamiento y valorización de residuos es que el principal insumo no sólo será tratado sino que será transformado en un producto demandado por otro sistema de producción, lo cual evita el uso de otro recurso y disminuye las cargas ambientales asociadas a la producción de este último (Mu et al, 2017).

De todo lo anteriormente expuesto se deduce que no existe una estrategia de tratamiento y valorización de residuos universalmente aplicable, la idoneidad y la probabilidad de éxito dependerán del tipo de material, de los objetivos que se deseen y del sistema de tratamiento. Aunque el compostaje ha sido ampliamente estudiado, en la Argentina no hay informes publicados sobre la evaluación técnica y ambiental del compostaje de los residuos del SCP. Los túneles de viento son instalaciones recientemente adaptadas en el país, y si bien se han realizado investigaciones vinculadas a los indicadores productivos, poco se conoce sobre el residuo generado, y como sus propiedades cambian durante el compostaje. Por lo tanto, resulta necesario evaluar diferentes alternativas de compostaje desde varias dimensiones, considerando aspectos ambientales, productivos y económicos, para conocer la mejor estrategia de tratamiento para los residuos orgánicos generados en un sistema de cama profunda para la producción porcina.

## **2. HIPOTESIS Y OBJETIVOS**

### **2.1. Hipótesis**

a) La utilización de diferentes métodos de aireación durante el compostaje de los residuos generados en un sistema de cama profunda, produce diferencias en la evolución de los factores físicos-químicos, químicos y biológicos, y provoca variaciones en el valor como sustrato de los compost obtenidos.

b) El impacto ambiental potencial y los costos económicos son diferentes para cada técnica de compostaje, definida en función del sistema de aireación utilizado.

### **2.2. Objetivo general**

Evaluar distintas alternativas de compostaje para el tratamiento y valorización de los materiales procedentes de un túnel de producción porcina en cama profunda en la Argentina.

### **2.3. Objetivos específicos**

a) Comparar diferentes métodos de aireación en el proceso de compostaje a través del seguimiento de la evolución de factores físicos-químicos, químicos y biológicos.

b) Evaluar el valor como sustrato de los productos obtenidos en función de las diferentes estrategias de aireación estudiadas.

c) Determinar el impacto ambiental potencial y los costos económicos de cada técnica de compostaje, definida en función del sistema de aireación utilizado.

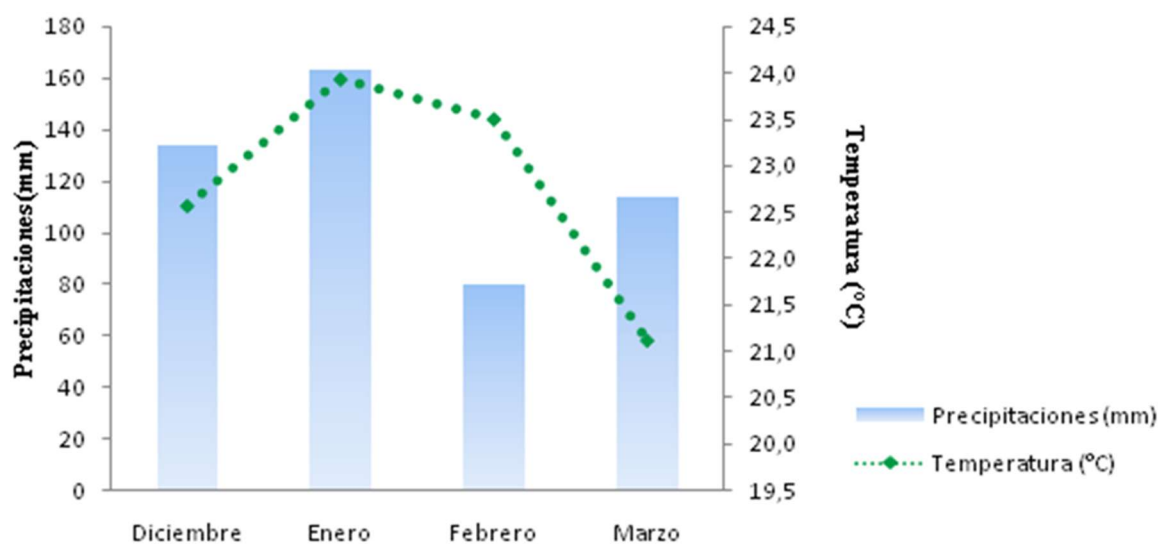
### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Evaluación del proceso de compostaje

##### 3.1.1. Descripción del sitio experimental

El experimento se llevó a cabo en el módulo de producción porcina de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario (FCA-UNR), ubicado a 500 metros al sur del cruce de las rutas AO-12 y Nacional N°33, en el Campo Experimental “J. V. Villarino”, en Zavalla (Santa Fe), latitud:  $-30^{\circ},02$ ; longitud  $-60^{\circ},88$ . Para definir el área destinada al compostaje de los RCP se tuvo en cuenta la disponibilidad de espacio dentro del módulo de producción, la proximidad a centros habitados, la ubicación topográfica, las distancias a fuentes de agua y la accesibilidad para permitir la entrada del material y de la maquinaria requerida durante el proceso.

El compostaje se inició con el armado de las pilas el primero de diciembre de 2016 y finalizó a los 110 días, en marzo de 2017. Durante este período, las temperaturas medias mensuales de la zona variaron entre  $21,1$  y  $23,9$  °C, y la precipitación total fue de 490 mm (Figura 3).



**Figura 3.** *Temperaturas medias mensuales y precipitaciones totales por mes durante el compostaje.*

### **3.1.2. Residuos orgánicos evaluados**

El material a compostar se obtuvo del módulo de producción porcina del Campo experimental Villarino, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Se trata de un sistema de producción de ciclo completo, es decir, que se pueden encontrar todas las categorías de animales, siendo el producto final un capón de aproximadamente 110 kg. El módulo ocupa 4,5 has y es un sistema mixto, sólo la lactancia se encuentra al aire libre, mientras que el resto de las categorías están en confinamiento o en cama profunda. Al momento de esta investigación el módulo poseía 40 madres organizadas bajo un sistema denominado manejo en bandas, lo cual permite que todas las actividades se realicen cada 28 días, incluso la extracción de residuos.

El residuo que se utilizó para el compostaje se originó en un túnel de cama profunda donde se realizó la etapa de desarrollo y terminación, los animales ingresaron con 30 kg y permanecieron hasta la venta (115 kg). Estas instalaciones tienen 23,5 m de largo y 8,6 m de ancho, y están construidas a partir de una estructura hecha con cabreadas y un techo de nylon de 500 micras. En el lado norte hay un piso de hormigón con un espesor de 15 cm, lugar donde está ubicado un comedero tipo tolva de madera y chupetes con cazoleta. El diseño del sistema y la orientación norte a sur permite garantizar la ventilación natural del túnel: el aire entra por la pared lateral y se expulsa a través de las aberturas de la pared final.

Durante esta etapa los animales se alimentaron a base de maíz, utilizando expeler de soja como fuente proteica y un concentrado comercial para los aportes de macro y micro minerales, aditivos y vitaminas. En el sistema existe un plan sanitario confeccionado por un médico veterinario en donde se contempla el uso de antiparasitarios y vacunas para enfermedades respiratorias.

El residuo se retiró de las instalaciones luego de finalizar la crianza, y estuvo compuesto por el material utilizado para la cama y el estiércol animal parcialmente descompuesto. En esta investigación se evaluaron los residuos generados por el engorde de 68 animales en un túnel de viento. Se utilizaron como cama 7.150 kg de heno, el 85% compuesto por gramíneas, sorgo (*Sorghum spp.*) y cebada (*Hordeum vulgare*), y el 15% de vicia (*Vicia spp.*).

### **3.1.3. Armado de pilas de compostaje**

Antes de trasladar el material a compostar, se acondicionó y demarcó el área donde se instalaron las pilas. Se niveló el terreno para permitir la conducción de lixiviados mediante la construcción de canaletas abiertas y la colocación de un recipiente recolector, y se impermeabilizó el área correspondiente a cada pila con nylon de 500 micrones.

Por la propia dinámica de los animales, dentro de las instalaciones productivas se diferencian sectores húmedos, con mayor proporción de estiércol, y otros más secos, donde predomina el material utilizado como cama (Richard y Smits, 1998; Bonel et al., 2017). Esto produjo una elevada heterogeneidad en los RCP, que debieron ser mezclados antes del inicio del tratamiento.

Para evaluar el proceso de compostaje se utilizó un sistema abierto, mediante la construcción de hileras al aire libre. Se armaron nueve pilas de forma piramidal, de 3,5 m de largo, 2 m de ancho y 1,5 m de altura.

### **3.1.4. Diseño experimental**

Se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones (Figura 4). Se evaluaron tres tratamientos, los cuales se diferenciaron por el sistema de aireación utilizado durante el proceso de compostaje.

**Aireación mecánica (AM):** se utilizó una removedora de compost cuyo diseño y fabricación fue producto de un convenio de cooperación técnica entre la fábrica “El pato maquinaria” y la EEA Hilario Ascasubi INTA. La máquina fue accionada por un tractor de 92 Hp y se utilizó para airear y humedecer las pilas de compostaje. La removedora contiene un rotor con múltiples paletas configuradas en forma helicoidal que trituran, mezclan y oxigenan el material. Además posee un tanque de 750 litros que permite aplicar agua por gravedad en forma simultánea a la aireación. La frecuencia del volteo varió entre 6 y 10 días, de acuerdo a las condiciones climáticas.

**Aireación forzada (AF):** se llevó a cabo en pilas estáticas, que se mantuvieron sin movimiento durante todo el proceso. En este caso se utilizó un sistema de aireación activa, se bombeó aire a través de un tubo de PVC de 110 mm de diámetro, unido a un soplador. Los tubos tenían perforaciones de 20 mm de diámetro, a una distancia de 20 cm entre ellos, lo que aseguró la circulación del aire por toda la tubería. El funcionamiento del ventilador fue controlado por un temporizador que lo mantuvo encendido durante dos intervalos de 30 minutos separados por 6 horas. Las tuberías fueron cubiertas con una malla para prevenir el bloqueo de los orificios.

**Aireación natural (AN):** no se aplicó un sistema de aireación activa, las pilas se mantuvieron durante todo el proceso sin movimiento. La aireación se produjo por la convección natural del aire, generado por las condiciones físicas del material y el diferencial de temperatura entre el compost y el aire .



**Tabla 1.** Características del agua utilizada para el riego durante el compostaje

Parámetro	Unidad	Valor	Limite Art 982 CAA(1)
pH	-	7	6,5-8,5
Sólidos disueltos totales	mg.L <sup>-1</sup>	890	1.500
Cloruros	mg.L <sup>-1</sup>	30	350
Nitratos	mg.L <sup>-1</sup>	Ausencia	45
Nitritos	mg.L <sup>-1</sup>	Ausencia	0,10
Amoníaco	mg.L <sup>-1</sup>	Ausencia	0,42
Dureza total (CaCO <sub>3</sub> )	mg.L <sup>-1</sup>	82	400
Sulfatos	mg.L <sup>-1</sup>	144	400
Arsénico	mg.L <sup>-1</sup>	0,008	0,01
Coliformes totales	NMP en 100 ml	Ausencia	≤3
Coliformes fecales	-	Ausencia	-

(1) Valor límite: según Código Alimentario Argentino, artículo 982

### 3.1.5. Muestras y evaluaciones realizadas

Se realizó la caracterización inicial de los residuos de un túnel del SCP, previo al compostaje (tiempo inicial), y luego durante el proceso se realizaron muestreos a los 21 (tiempo 1), 42 (tiempo 2), 63 (tiempo 3) y 110 días (tiempo 4).

Se tomaron dos muestras compuestas de cada pila, una parte de cada una se utilizó fresca para medir humedad, densidad, actividad biológica y los indicadores microbiológicos, el resto se secó al aire para su posterior caracterización química y físico-química. Cada muestra estuvo constituida por 6 submuestras, que fueron homogenizadas para constituir una muestra mediante el método de cuarteo.

Previo al compostaje (tiempo inicial), a los 21 (tiempo 1), 42 (tiempo 2), 63 (tiempo 3) y 110 días (tiempo 4) se midieron las siguientes variables:

- pH por método potenciométrico en una relación 1:5 (m/v) (TMECC, 2001)
- Conductividad eléctrica en una relación 1:5 (m/v) (TMECC, 2001)
- Contenido de materia orgánica (MO) por calcinación a 550 °C (TMECC, 2001)
- Fósforo disponible (Bray y Kurtz, 1945)
- Nitrógeno Kjeldahl (Nk) por semi-micro Kjeldahl (TMECC, 2001)
- Densidad aparente (TMECC, 2001)
- IRE (Iannotti et al., 1993; USDA y USCC, 2001).

En la caracterización inicial (tiempo inicial), a los 21 (tiempo 1), 63 (tiempo 3) y 110 días (tiempo 4) se determinó el nivel de coliformes fecales por el número más probable (NMP) por fermentación en tubos múltiples (USEPA, 1993) y la presencia de *Salmonella* sp. se evaluó mediante la siembra en caldo de tetracionato para el enriquecimiento selectivo; para el aislamiento se utilizaron placas de agar xilosa-lisina-desoxicolato con el agregado de targitol.

Durante el compostaje se midió periódicamente la temperatura en seis puntos diferentes de cada pila utilizando un termómetro digital con un sensor que permitió llegar a los estratos inferiores de la pila. Se midieron dos puntos en la parte inferior (20 cm desde la base), dos en el centro (60 cm desde la base) y dos en la parte superior (90 cm desde la base) de cada pila. La humedad se evaluó semanalmente por gravimetría siguiendo la metodología propuesta por TMECC (2001).

Además de los análisis realizados para las muestras tomadas en las distintas fechas, al inicio (tiempo inicial) y final del proceso (T4) se evaluó el contenido de amonio, la madurez, el contenido de elementos trazas potencialmente riesgosos (ETPR) y la presencia de huevos de helmintos. Para esta última variable se realizó el recuento de huevos de helmintos por gramo de materia fecal (HPG), mediante la técnica de Mc Master modificada (Roberts y O'Sullivan, 1949). La cantidad de amonio se determinó a partir del método de micro destilación descrito por Bremner (1965). Se analizaron los elementos trazas recomendados por las distintas reglamentaciones existentes a nivel mundial mediante espectrometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado (EPA 6010) (USEPA, 2007). En la caracterización inicial (tiempo inicial) también se evaluó el contenido de nitratos del material (Bremner, 1965) que se sumaron al N Kjeldahl para obtener el nitrógeno total (NT) y se obtuvo la relación COT/Nt, calculando el porcentaje de carbono orgánico total con la ecuación 1 (Isaza-Arias et al., 2009).

$$[1]\%COT = \frac{MO}{1,8}$$

COT, carbono orgánico total; MO, materia orgánica

Para calcular las pérdidas de materia orgánica (MO) o nitrógeno (Nk) durante el compostaje se aplicó la ecuación 2, usando el contenido inicial y final de cenizas (TMECC, 2001, García-Gómez et al., 2003).

$$[2] \text{ Pérdida de MO (\%)} = 100 - 100 (X1 \cdot MO_f) / (X2 \cdot MO_i)$$

X1, concentración inicial de cenizas; X2 concentración final de cenizas, MO<sub>i</sub>, Materia orgánica inicial, MO<sub>f</sub>, materia orgánica final

La estabilidad se evaluó mediante la actividad biológica, a través del índice respirométrico estático (IRE) (Iannotti et al., 1993; USDA y USCC, 2001). Para ello se midieron los cambios en la concentración de oxígeno en un espacio de aire dentro de un reactor de 500 ml. Para realizar la medición se utilizó un electrodo de oxígeno y se calculó la tasa promedio de consumo para obtener el oxígeno consumido por unidad de masa y por unidad de tiempo. Esta medida es un indicador de la actividad biológica: si el compost no está suficientemente estabilizado el consumo de oxígeno será elevado y si por el contrario si el material es estable el consumo de oxígeno será menor. Los valores del IRE menores a  $0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$  fueron considerados como indicadores de estabilidad (SCyMA y SENASA, 2019).

Para evaluar el grado de madurez y la toxicidad ambiental de los materiales se prepararon extractos acuosos mezclando las muestras secas ( $50^\circ\text{C}$ ) y molidas con agua destilada en una relación 1:10 (m/v) (Tiquia et al., 1996b). Como organismos de prueba se utilizaron dos especies vegetales, lechuga (*Lactuca sativa*) y rabanito (*Raphanus sativus*), y un crustáceo, *Daphnia* (*Daphnia magna*). Este último fue criado en el laboratorio de ecotoxicología (IMYZA, INTA Castelar). Las especies del género *Daphnia* son las más utilizadas como organismos de prueba o de referencia en pruebas de toxicidad, debido a la amplia distribución geográfica, la facilidad de cultivo en el laboratorio, la reproducción partenogenética y la producción de un alto número de crías. La población de *daphnia* se alimentó tres veces por semana con diversas especies de algas, bajo condiciones controladas (entre  $21$  y  $25^\circ\text{C}$  y ciclos de luz/oscuridad de 16/8 horas). Se utilizó agua declorinada y aireada como medio de cultivo ( $\text{pH} = 8,1 \pm 0,3$ ;  $\text{CE} = 642 \pm 24 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ).

Las semillas se obtuvieron de la Estación Experimental de INTA San Juan, y previo a la evaluación se realizaron los respectivos controles de calidad, incluyendo un porcentaje de germinación mayor al 90% en controles negativos, y la utilización de cloruro de Zinc como toxico de referencia para los controles positivos, en las siguientes concentraciones: 18; 37,5; 75; 150; 300  $\text{mg de Zn.l}^{-1}$  (Young et al., 2012).

Cuando el extracto acuoso al 100% (sin diluir) inhibe un elevado porcentaje de la germinación y del crecimiento radicular, resulta recomendable obtener diluciones para obtener otros índices que permitan completar la información obtenida y conocer el grado de toxicidad o madurez de los materiales estudiados (Morel et al., 1985; Young et al.; 2012, Young et al.; 2016). Estos indicadores también brindan información sobre el potencial tóxico del agua de

escorrentía generada por los RCP, y su peligrosidad sobre el ambiente (Young et al., 2012; Young et al., 2016, Kuryntseva et al., 2016).

Los experimentos de germinación y elongación de raíces se realizaron a  $22\pm 2^{\circ}\text{C}$  en oscuridad durante 120 horas (Tiquia et al., 1996b). El extracto acuoso obtenido a partir de los RCP y de los tres compost se diluyó para obtener ocho concentraciones diferentes, 0,01; 0,1; 1; 10; 25; 50; 75 y 100%. Veinte semillas de cada especie (lechuga y rabanito) fueron expuestas por duplicado a cada una de las concentraciones y a un control con agua destilada, para lo cual se utilizaron placas de Petri de 90 mm de diámetro recubiertas con papel de germinación. Con los datos de elongación radicular se calculó el índice de crecimiento relativo ICR (Ecuación 3) (Zucconi et al., 1981). Los valores entre 0 y 0,8 representan que se inhibió la elongación radicular, los valores entre 0,8 y 1,2 indican efectos no significativos y valores mayores a 1,2 muestran una estimulación en la elongación radicular (Young et al, 2012). El número de semillas germinadas y la elongación radicular fueron utilizados para calcular el índice de germinación (IG) (Ecuación 4) (Zucconi et al., 1981). Los valores de IG menores al 60% fueron considerados como indicadores de inhibición (SCyMA y SENASA, 2019)

$$[3] \text{ICR} = \frac{\text{LRM}}{\text{LRC}}$$

$$[4] \text{IG} (\%) = \frac{\text{LRM}}{\text{LRC}} \times \frac{\text{SGM}}{\text{SGC}}$$

Donde LRM es la longitud de la radícula de la muestra, LRC es la longitud de la radícula del control, SGM es el número de semillas germinadas de la muestra y SGC es el número de semillas germinadas del control (agua destilada).

Los datos de germinación y elongación radicular fueron también utilizados para calcular la  $\text{Inh}_{100}$  (Inhibición a concentraciones del 100%) y la  $\text{CI}_{50}$  (concentración inhibitoria 50).

$$[5] \% \text{ inhibición} = \frac{\text{Prom.control (SG o ICR)} - \text{Prom.muetsra(SG o ICR)} * 100}{\text{Prom. control (SG O ICR)}}$$

Prom., promedio; SG, semillas germinadas; ICR, índice de crecimiento radicular

Se utilizaron el  $\text{CIG}_{60}$  y  $\text{CICR}_{0.8}$  como valores de corte para indicar la concentración más baja que produce efectos inhibitorios, el ICR menor a 0,8 denota una inhibición en el crecimiento radicular (Young et al., 2012) y un IG menor a 60% no cumple con el umbral mínimo requerido para garantizar la madurez del material de acuerdo a la normativa vigente (SCyMA y SENASA, 2019). De esta manera, con los datos de los ICR, obtenidos para las

diferentes concentraciones, se calculó el índice de fitotoxicidad  $CICR_{0,8}$  que estima la menor concentración a la cual se inhibe la elongación radicular (valor de Índice de Crecimiento  $R=0,8$ ) (Young et al., 2012). Los datos de IG fueron utilizados para el índice de fitotoxicidad  $CIG_{60\%}$  que estima la concentración más baja a la cual se obtiene una respuesta del 60% en el Índice de Germinación (Young et al., 2016, SCyMA y SENASA, 2019). Los valores de los índices de fitotoxicidad ( $CICR_{0,8}$  y  $CIG_{60\%}$ ) se diferenciaron en dos categorías según los efectos de toxicidad observado:

- Efectos inhibitorios:  $<100\%$ .
- Efectos no inhibitorios:  $>100\%$ .

Para el bioensayo de inmovilidad con *D. magna* se utilizaron los extractos puros y las diluciones (0,01; 0,1; 1; 10; 25; 50; 75) de los RCP y de los tres compost obtenidos. Diez neonatos de menos de 24 horas de vida fueron expuestos a las 7 diluciones, al extracto puro de cada una de las muestras y a un control con agua destilada, para evaluar la inmovilidad de los mismos. Se realizaron tres replicas de cada tratamiento por lo que se utilizaron un total de 960 *Daphnias* en estos experimentos. Los puntos finales de toxicidad evaluados fueron la  $CE_{50}$  (concentración efectiva que genera un 50% de inmovilidad) y la  $Inm_{100}$  (la inmovilidad a concentraciones del 100%). Los controles de calidad utilizados fueron la inmovilización por debajo del 10% en controles negativos.

### **3.1.6. Análisis de datos**

Para evaluar el proceso de compostaje se ajustó un modelo general para datos longitudinales utilizando los resultados obtenidos para las distintas variables en los distintos tiempos de muestreo. De esta manera se estudió el cambio que se produce en la variable respuesta a través del tiempo, teniendo en cuenta la correlación entre observaciones de una misma unidad experimental al incorporar una estructura de correlaciones intra-unidad. Una vez determinada la estructura de covarianza adecuada, se modeló la respuesta media para evaluar diferencias entre las medias de los tratamientos y la presencia de interacción significativa entre tratamientos y tiempo. En el caso de encontrar diferencias, se llevaron a cabo contrastes para probar cuales medias difieren entre sí. El procesamiento se realizó mediante el software Statistical analysis system (SAS) University edition virtual application (2015). Las variables asociadas a la calidad agronómica del compost fueron sometidas a un Análisis de Componentes Principales (ACP) para agrupar aquellos productos de características similares a través de la

combinación de las variables analizadas. Se consideraron las observaciones realizadas en cada tratamiento y en cada tiempo, utilizando el software estadístico InfoStat versión 2016 (Di Rienzo et al., 2016).

### **3.2 Valorización de los compost como componentes de sustratos**

#### **3.2.1. Características de los compost para su uso como sustratos**

Al finalizar el proceso de tratamiento, se estudiaron los tres compost obtenidos, para conocer cómo las estrategias operativas utilizadas durante el proceso de compostaje pudieron afectar las propiedades para su uso como componentes de sustratos. Los materiales se recolectaron y trasladaron a una playa para secarlos hasta alcanzar el 40% de humedad. Para los medios de cultivo es deseable alcanzar valores de humedad que permitan detener el proceso, manipular el material y reducir el peso para el transporte (alrededor del 30- 40%) (WRAP, 2011). Posteriormente los materiales se tamizaron para obtener partículas menores a dos centímetros. De cada uno de los compost puros se tomaron tres muestras compuestas para realizar la caracterización química y físico-química para su posterior utilización en la formulación de sustratos. El material restante se almacenó en bolsas en un depósito protegido de luz, con temperatura y humedad adecuada.

Para cada uno de los compost se realizaron las siguientes determinaciones:

- Densidad aparente (Dap), método Hofmann (Fermino, 2003).
- Espacio poroso total (EPT), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Capacidad de retención de agua (CRA), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Poros con aire (PA), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Granulometría, mediante tamizadora con tamices de 5,56 mm, 4,75 mm, 3,35 mm, 2 mm, 1,4 mm, 1 mm y 0,5 mm (Ansorena Miner, 1994)
- pH y Conductividad eléctrica (CE), en un relación 1:5 (m/v) (TMECC, 2001)
- Materia orgánica, por calcinación a 550°C (TMECC, 2001)
- Cationes: En el filtrado de la solución 1+5 v/v, se analizó el contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio con espectrofotómetro de absorción atómica, marca Varian modelo 220 A.

- Nitrito: En el filtrado de la solución 1+5 v/v, se analizó el contenido de nitritos con electrodo ión selectivo marca Orión modelo 920 A.

### 3.2.2 Características de los sustratos formulados

Los tres compost obtenidos por aireación mecánica (AM), por aireación forzada (AF) y por aireación natural (AN), se mezclaron manualmente en una proporción del 20, 50 y 80% con un sustrato de referencia (SR). Este último estuvo compuesto por turba de *Sphagnum* nacional en un 80%, y 20% de perlita. De esta manera se obtuvieron los siguientes sustratos:

- **AM 20%:** 20% de AM + 80% de SR
- **AF 20%:** 20% de AF + 80% de SR
- **AN 20%:** 20% de AN + 80% de SR
- **AM 50%:** 50% de AM + 50% de SR
- **AF 50%:** 50% de AF + 50% de SR
- **AN 50%:** 50% de AN + 50% de SR
- **AM 80%:** 80% de AM + 20% de SR
- **AF 80%:** 80% de AF + 20% de SR
- **AN 80%:** 80% de AN + 20% de SR
- **SR:** 100% de SR (80% Turba y 20% de Perlita)

Para la caracterización física, físico-químicas y químicas de los diez sustratos formulados, las nueve mezclas con compost y el sustrato de referencia, se realizaron las siguientes determinaciones:

- Densidad aparente (Dap), método Hofmann (Fermino, 2003).
- Espacio poroso total (EPT), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Capacidad de retención de agua (CRA), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Poros con aire (PA), método de De Boodt mediante lechos de arena (De Boodt et al., 1974).
- Granulometría, mediante tamizadora con tamices de 5,56 mm, 4,75 mm, 3,35 mm, 2 mm, 1,4 mm, 1 mm y 0,5 mm (Ansorena Miner, 1994)
- pH y Conductividad eléctrica (CE), en un relación 1:5 (m/v) (TMECC, 2001)
- Materia orgánica, por calcinación a 550 (TMECC, 2001)

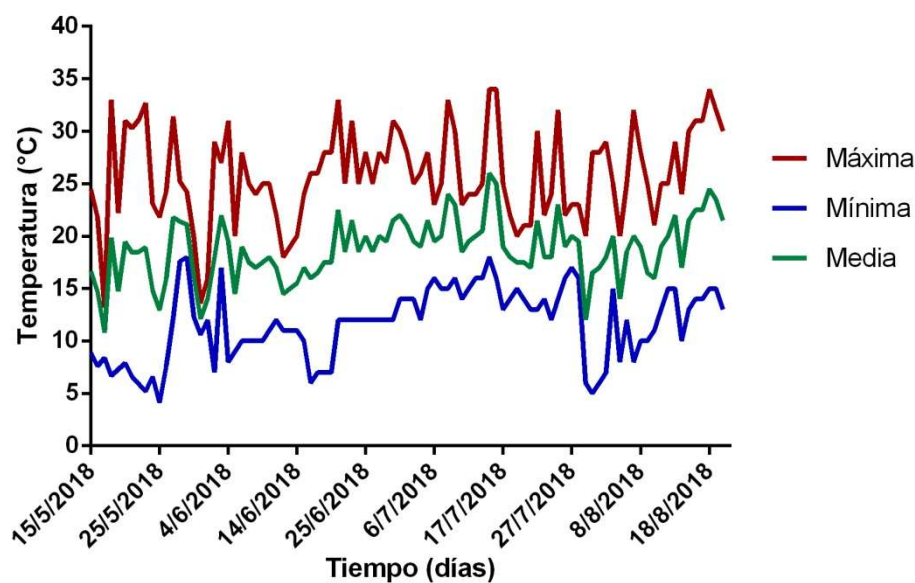
- Cationes: En el filtrado de la solución 1+5 v/v, se analizó el contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio con espectrofotómetro de absorción atómica, marca Varian modelo 220 A.
- Nitrito: En el filtrado de la solución 1+5 v/v, se analizó el contenido de nitritos con electrodo ión selectivo marca Orion modelo 920 A.

### 3.2.3 Efectos de los sustratos sobre el crecimiento de una especie vegetal

La evaluación se realizó en un invernáculo experimental de la Universidad Nacional de Luján, provincia de Buenos Aires, República Argentina (34° 36' S; 58° 40' O), con las siguientes características: estructura metálica; 200 m<sup>2</sup> de superficie; techo parabólico con una altura de cumbre de 4,5 m; cobertura de polietileno de 200 micras; con ventilación lateral y cenital.

Se evaluaron 10 tratamientos, los cuales comprendieron los nueve sustratos formulados con compost y el sustrato de referencia. Se organizó un diseño experimental en bloques al azar con cuatro repeticiones. La unidad experimental estuvo constituida por cuatro macetas de 12 cm de diámetro. Se utilizaron plantines de petunia F1 (*Petunia Hybrid*) adquiridos directamente a la empresa Geoplant. Los mismos fueron producidos en bandejas de germinación reforzada de plástico negro de 288 divisiones con dos centímetros de diámetro y tres centímetros de profundidad por celda. El sustrato utilizado en la siembra fue a base de turba con agregado de perlita, sin tierra negra ni agregado de fertilizantes. El peso húmedo y seco promedio de 20 plantines tomados al azar fue de 1,26 g y 0,11 g respectivamente, con un desvío estándar de 0,05 y 0,01 y un coeficiente de variación de 3% y 4%, respectivamente, es decir que los plantines utilizados fueron homogéneos. Los plantines se trasplantaron el 15 de mayo a macetas plásticas tronco-cónicas de color negro (1 litro de capacidad, 12 cm de altura y 12 cm de diámetro superior). El riego se realizó diariamente en forma manual con agua subterránea con las siguientes características: pH 7,2; CE, 0,51 mS.m<sup>-1</sup>; 5,65 ppm de nitratos; 9,32 ppm de Ca; 6,58 ppm de Mg; 11,08 ppm de K; 90,3 ppm de Na; 24,31 ppm de cloruro; y 337 ppm de bicarbonatos. Las características del agua de riego fueron similares a la que utilizan los productores en la zona. El tratamiento SR fue fertilizado al inicio con Basacote® Plus (16:8:12, N:P:K) a razón de 4 g.L<sup>-1</sup> de sustrato.

Las temperaturas medias en el invernáculo durante la experiencia estuvieron entre 11 y 25 °C (Figura 5).



**Figura 5.** Valores de temperaturas máximas, mínimas y medias registradas dentro del invernadero durante el período de investigación.

El estudio finalizó cuando las plantas alcanzaron un tamaño comercial y se observaron plantas en antesis en más del 80% de los tratamientos. En cada planta se determinaron los siguientes parámetros:

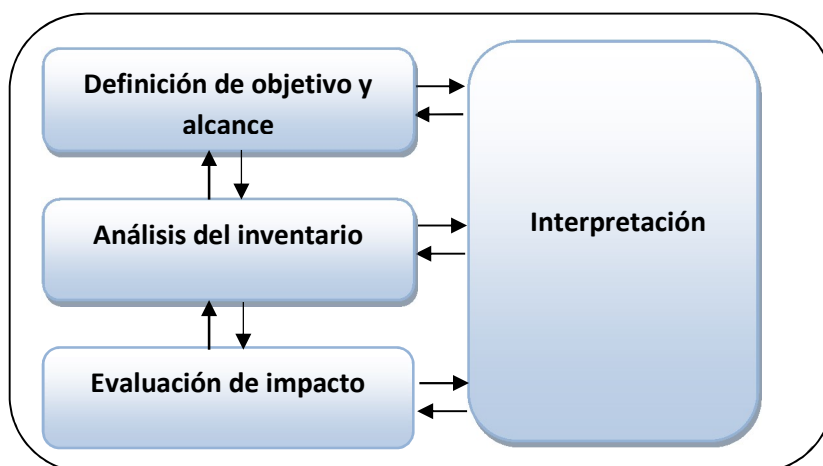
- Peso seco aéreo (g), se procedió al corte de la biomasa aérea, la cual se colocó en bolsas de papel, para ser secadas en estufa con corriente de convección a 65 °C hasta llegar a peso constante (entre 48-72 hs).
- Peso seco raíz (mg), se eliminó el sustrato que estaba adherido al sistema radical mediante el lavado de las raíces. Luego se colocaron en bolsas de papel, para ser secadas en estufa con corriente de convección a 65 °C hasta llegar a peso constante (entre 48-72 hs).
- Altura (cm), se midió desde la base del tallo (nivel del sustrato) hasta la última hoja utilizando un calibre digital.
- Número de flores, se procedió al recuento de flores totalmente abiertas.
- Contenido de clorofila ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ), la cuantificación del pigmento se hizo de acuerdo al método de Lichtenthaler y Wellburn (1983). Se tomaron dos muestras por planta del tejido de hoja utilizando un sacabocado de un centímetro de diámetro.

### 3.2.4. Análisis de datos

Las variables medidas para caracterizar los compost como sustratos y los sustratos formulados fueron analizadas mediante un análisis de varianza y test de Tukey ( $P < 0,05$ ) para la comparación de medias. El software estadístico utilizado fue el programa InfoStat versión 2016 (Di Rienzo et al., 2016).

### 3.3. Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje

Para cuantificar el impacto ambiental potencial de cada sistema de compostaje se efectuó un Análisis del Ciclo de Vida (ACV) siguiendo las normas de la *International Organization for Standardization, ISO 14040-44 (2006)*. Según dichas normas un ACV comprende cuatro etapas principales: definición de objetivo y alcance, inventario de ciclo de vida (ICV), evaluación del impacto de ciclo de vida e interpretación de los resultados. Estas fases no necesariamente son secuenciales, sino iterativas de acuerdo al análisis y nivel detalle alcanzado (Figura 6.).



**Figura 6.** Fases del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de un producto, proceso o actividad

#### 3.3.1 Definición del objetivo y alcance

En la primera fase de este estudio se definieron los objetivos, la unidad funcional y el alcance del estudio, incluyendo la descripción del sistema, sus límites y el nivel de detalle.

El principal objetivo de este análisis fue evaluar comparativamente el impacto ambiental potencial de las tres técnicas de compostaje aplicadas a los RCP. La unidad funcional (UF) elegida fue una tonelada de RCP localizados en un túnel de viento. La definición de la UF

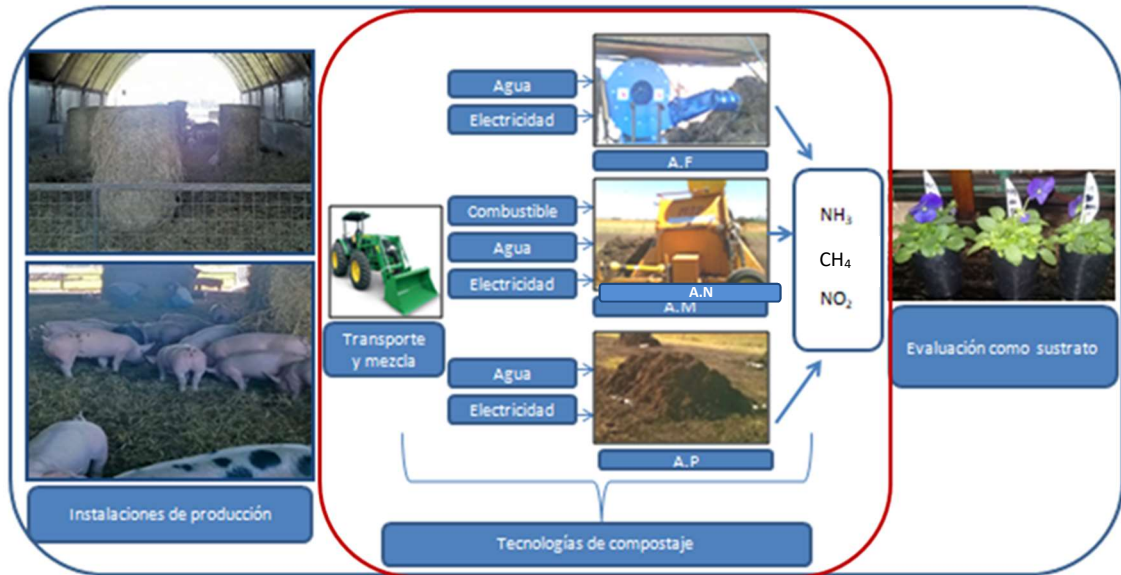
permitió comparar los sistemas analizados, ya que representó una referencia para la relación de las entradas y salidas del inventario. En este estudio se evaluaron tres sistemas de compostaje para el tratamiento de los residuos generados en un SCP, cada uno con una técnica de aireación diferente (AM, AF y AN), de acuerdo a lo descrito en 3.1.4. Dada la naturaleza global del ACV, resultó necesario definir los límites que demarquen los procesos que se estudiaron y a través de los cuales se definieron las entradas y salidas. Cuando se aplica un ACV a cuestiones de gestión de residuos deben considerarse algunos aspectos peculiares (Finnveden, 1999; Ekvall et al., 2007). Las filosofías desde la “cuna hasta la tumba”, es decir desde la obtención de las materias primas hasta la gestión de los residuos al finalizar la vida útil de un producto, típicamente adoptadas cuando se estudian sistemas de producción, deben ser transformadas de “puerta a puerta” o a veces de “puerta a cuna” (Blengini., 2008). En este caso se realizó la evaluación de “puerta a puerta”, desde la extracción de los RCP de las instalaciones de producción animal, hasta la generación de un producto final estabilizado e higienizado que puede retirarse del sistema (Figura 7).

Se consideraron los principales flujos involucrados directamente en los sistemas de tratamiento. Se incluyó el consumo de combustible, electricidad, agua, y las emisiones generadas durante el transporte, acondicionamiento y tratamiento de los RCP. Los impactos resultantes de la fabricación de la maquinaria e instrumentos, removedora de compost, aireadores, no se incluyeron en este análisis.

Para los tres sistemas estudiados se consideraron las siguientes actividades:

- Recolección de RCP, lo que incluye la extracción de los RCP de la instalación productiva y su transporte hacia la playa de compostaje.
- Acondicionamiento y preparación de las pilas, consiste en el mezclado del material y el armado de la pila de compostaje.

- Tratamiento y estabilización, en esta actividad se incluye el compostaje de los RCP e involucra las entradas asociadas al riego y la aireación, y las salidas generadas por las emisiones del proceso.



**Figura 7.** Representación de los límites y componentes de los sistemas evaluados.

Límite línea roja, sistema en evaluación; Límite línea azul: principales sistemas con los que se interactúa, antes y después del procesamiento de los RCP. AF, aireación forzada, AM, aireación mecánica, AN, aireación natural.

### 3.3.2. Inventario de los tres sistemas de compostaje

A continuación se presentan los detalles de cómo se obtuvieron los datos para cada una de las actividades consideradas en el inventario de ciclo de vida (ICV).

#### Recolección de los residuos de un sistema de cama profunda

Se consideró el transporte de los RCP tal cómo se realiza en el módulo de producción porcina de la Facultad de Ciencias Agrarias. Un tractor con pala mecánica se traslada 0,18 km desde el galpón donde se guarda la maquinaria hasta la instalación productiva donde carga el material residual de la producción porcina. Desde allí recorre 0,22 km al sitio de tratamiento, playa de compostaje. Teniendo en cuenta que la pala puede trasladar 110 kg de RCP, se deben realizar 9 cargas para transportar una tonelada. Durante ocho viajes la pala se traslada llena y regresa vacía (16 trayectos desde el túnel a la playa), en el último traslado la maquinaria permanece en la playa para el posterior acondicionamiento de los RCP. Los ingresos de combustible se calcularon en función del consumo de la maquinaria, tractor John Deere

PowerTechn de 92 Hp, las distancias recorridas y la velocidad de avance (Ecuación 6; Tabla 2).

**Tabla 2.** Sistema de recolección de los residuos de un sistema de cama profunda

Recorrido	D (km)	NT	V (km.h <sup>-1</sup> )	Consumo L.h <sup>-1</sup>
Galpón de maquinaria- Túnel de producción	0,18	1	8	4
Túnel de producción- Playa de compostaje	0,22	17	8	4

D: distancia; NT: número de trayectos; V: velocidad

Para ambos recorridos se calculó el consumo de combustible según:

$$[6]C.R.M = \text{Consumo}(L.h^{-1}) \times \left[ \frac{D(\text{km})}{V(\text{km.h}^{-1})} \right] * NT$$

C.R.M: consumo recolección de materiales; D: distancia; V: velocidad; NT: número de trayectos

### Acondicionamiento y preparación de pilas

Para obtener las entradas correspondientes al consumo de combustible de esta actividad se consideraron dos etapas.

Etapa 1, acondicionamiento del material, que implicó la homogenización mediante el mezclado, y la construcción de la pila de compostaje, teniendo en cuenta el tiempo de esta tarea en el campo (0,35 h) y el consumo de la maquinaria (4 L.h-1) (Ecuación .7).

$$[7]CE1 = T(h) \times \text{consumo}(L.h^{-1})$$

CE1: consumo etapa uno; T: tiempo

Etapa 2, se consideró el traslado de la maquinaria desde la playa de compostaje al galpón de guarda (0,4 km a 8 km.h<sup>-1</sup>), teniendo en cuenta el consumo del tractor (4 L.h<sup>-1</sup>) (Ecuación 8).

$$[8]CE2 = \text{Consumo}(L.h^{-1}) \times \left[ \frac{D(\text{km})}{V(\text{km.h}^{-1})} \right]$$

CE2: consumo etapa dos; D: distancia; V: velocidad; NT: número de trayectos

### Tratamiento y estabilización

Aireación: para obtener la energía consumida para el sistema de aireación forzada se incluyó el consumo energético del soplador Komasa ¼ Hp, considerando el tiempo de uso (60 minutos diarios durante 80 días).

La entrada vinculada al consumo de energía por la aireación mecánica se obtuvo en función del consumo por el transporte de la maquinaria hacia el sitio de compostaje (0,4 km a 7 km.h<sup>-1</sup>), el consumo durante el volteo del material y el traslado final hacia el galpón donde se guardó el tractor e implemento (0,4 km a 7 km.h<sup>-1</sup>). Se tuvo en cuenta que se realizaron 11 volteos durante el compostaje.

Los flujos secundarios de estas entradas, como las emisiones provenientes del uso de combustible y electricidad, fueron extraídos de la base de datos Ecoinvent 3.3 (Ecoinvent, 2014) en Simapro 8.3 (2008).

Riego: el riego del material orgánico fue necesario debido a su bajo contenido de humedad. Se consideró el consumo eléctrico de una bomba periférica centrífuga Bta, caudal 30 L.m<sup>-1</sup> de 0.5 Hp utilizada para la extracción de agua. En función del experimento de compostaje a campo se calculó un consumo para la obtención de 4.150 L de agua aplicada por riego durante el compostaje de una tonelada. Se consideró que el sistema con aireación mecánica recibió agua adicional, mediante el sistema de riego que incluye la removedora de compost. Se tuvieron en cuenta además los 490 mm de las precipitaciones registradas durante el periodo de compostaje.

Emisiones: si bien durante el proceso de compostaje se pueden liberar numerosos compuestos gaseosos (Chung, 2007), se consideran en este estudio el amoníaco, metano y óxido nitroso, que representan junto con el dióxido de carbono, más del 90% de las emisiones generadas durante el compostaje (Pagans et al., 2006). Siguiendo las recomendaciones del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2006), las emisiones de dióxido de carbono fueron consideradas biogénicas, y por lo tanto, no fueron evaluadas dentro de los gases de efecto invernadero.

Los datos de emisiones se calcularon en función de estimaciones de fuentes bibliográficas. Las emisiones vinculadas a los gases de efecto invernadero se obtuvieron de acuerdo con la metodología descrita en las directrices del IPCC (IPCC, 2006), que en su Cuarto Informe de Evaluación, incluye las emisiones asociadas a la gestión del estiércol. Esta metodología propone diferentes niveles de detalle para las estimaciones, según las características específicas del ambiente y la disponibilidad de datos para cada actividad. En este caso se utilizó el nivel dos del IPCC (2006) que propone un método de estimación basado en el tipo de residuos, las características ambientales y el sistema de gestión. En primer lugar según el tipo de estiércol se calcula la cantidad máxima de metano que se puede producir (Bo), en

función de la cantidad de sólidos volátiles presentes en el material. Finalmente, se afecta por un factor de conversión de acuerdo al sistema de gestión y las condiciones ambientales. Para las emisiones de óxido nítrico provenientes del manejo del estiércol, las directrices del IPCC proponen un factor de emisión en función del nitrógeno inicial, teniendo en cuenta el tipo de sistema de gestión utilizado. En este caso el factor de emisión es menor para la AN (0,5% del nitrógeno inicial) que para AM (1%) y AF (0,06%).

Las emisiones de amoníaco se obtuvieron de lo reportado por Jiang et al. (2013) para un sistema sin aireación activa, y se afectaron por los resultados obtenidos en el meta-análisis de Pardo et al. (2015), que estableció mayores pérdidas para los sistemas con AM (54%) y AF (121%).

Los datos de reducciones de volumen se obtuvieron de la investigación a campo, a través de la medición al inicio y luego de 110 días de proceso.

Dada la imposibilidad de cuantificar y caracterizar los lixiviados generados por los distintos sistemas de compostaje, este flujo no ha sido considerado en el análisis ambiental.

### **3.3.3. Evaluación de impacto ambiental**

Se han generado numerosos programas informáticos para realizar los cálculos de evaluación de impacto bajo la metodología del ACV. En estos programas se introducen los datos del ICV para obtener la contribución de cada uno a cada categoría de impacto elegida. Esto implica la conversión de los datos del ICV a unidades comunes para realizar la suma de estos resultados transformados para cada categoría. En este estudio el ICV se modeló en SimaPro 8.3 (Pre-Consultants®), utilizando como base de datos secundarios Ecoinvent 3.3 (Ecoinvent, 2014) y se calculó el perfil ambiental a partir de la aplicación del método de evaluación de impactos Traci 2 midpoint.

Fueron consideradas las siguientes categorías de impacto

- Agotamiento de combustibles fósiles (MJ primario): representó la utilización de combustibles primarios no renovables incluidos petróleo, gas natural y carbón.
- Cambio climático (kg CO<sub>2</sub> eq.): se refiere al potencial para provocar calentamiento global debido a la emisión de gases de efecto invernadero.
- Acidificación (kg SO<sub>2</sub> eq.): el dióxido de azufre, el óxido de nitrógeno, el amoníaco y otros compuestos químicos liberados a la atmósfera, pueden retornar como ácidos y depositarse en el suelo y en el agua, afectando la acidez del medio y la flora y fauna que habita en él.

- Eutrofización (kg N eq.): la acumulación de nutrientes en ecosistemas acuáticos causan un crecimiento acelerado de las algas que provoca una disminución del contenido de oxígeno. Esta alteración puede conducir a la formación de condiciones anaeróbicas, ocasionando cambios en el ecosistema y afectando la biodiversidad.
- Agotamiento de ozono (kg CFC-11 eq.): la liberación a la atmósfera de ciertos productos químicos que contienen átomos de cloro o bromo, perjudican la capa de ozono, disminuyendo su capacidad de protección frente a las radiaciones ultravioletas
- Formación de smog (kg O<sub>3</sub> eq.): los oxidantes fotoquímicos se originan como consecuencia de la reacción de óxidos de nitrógeno y de azufre con compuestos volátiles bajo la influencia de la luz UV. Estos forman una niebla tóxica conocida como smog, que afecta los ecosistemas.

### **3.3.4 Interpretación de resultados**

Se relacionó la información obtenida en la fase de inventario (ICV) con la evaluación de impactos (EICV), para llegar a conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones de manera consistente con el objetivo y el alcance del estudio. Además se identificaron las etapas significativas, que más contribuyen a las distintas categorías de impacto y se compararon entre los distintos sistemas analizados.

### **3.3.5. Desempeño ambiental considerando impactos evitados**

En estos sistemas de gestión, el tratamiento de los residuos orgánicos genera un nuevo producto, que puede sustituir funcionalmente a otros materiales (Finnveden, 1999; Ekvall et al., 2007). En este estudio se tuvieron en cuenta los impactos evitados por utilizar el compost y reemplazar parcialmente el uso de turba. De acuerdo al porcentaje de sustitución y la cantidad de compost generado en cada sistema se calculó la cantidad de litros de turba que se evitaría extraer y transportar. Según Boldrin (2009), cuando se evita el uso de turba utilizando compost, todos sus impactos ambientales también se evitan y pueden ser considerados como un crédito para las cargas del ciclo de vida del compost. Para conocer los impactos específicos de la turba, se utilizó la base de datos de Ecoinvent 3.3 (Ecoinvent, 2014) considerando el consumo de electricidad y combustible para la operación minera y el transporte desde Tierra de Fuego a Buenos Aires. Finalmente, considerando la relación de funcionalidad, se restaron los impactos asociados al volumen de turba que se puede reemplazar, y por lo tanto evitar, para obtener los impactos netos asociados al compostaje.

### 3.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje

La inversión necesaria y los costos de operación fueron incluidos en la evaluación de los tres sistemas de compostaje. Dentro de los costos de inversión se consideraron los referentes a la implementación de la planta de compostaje en cuanto a infraestructura y maquinaria para el tratamiento de los residuos generados por un sistema con 40 madres, que realiza el engorde en SCP y extrae 30 m<sup>3</sup> de residuos cada 28 días. Cada pila piramidal tiene 1,5 m de ancho y 1,5 m de alto, por lo que se requiere una superficie de 60 m<sup>2</sup> por pila para acumular los 30 m<sup>3</sup> de RCP. Teniendo en cuenta que existen cuatro túneles y que la extracción se realiza cada 28 días, considerando el tiempo de compostaje, existirán en simultaneo cuatro pilas de compostaje para el tratamiento de los residuos generados en el módulo de producción porcina de la FCA-UNR. Se tuvieron en cuenta los espacios entre pilas que permitieran la circulación de personal y maquinaria, pasillos de un metro de ancho para AN y AF y de tres metros para AM.

Tabla 3. Caracterización de la extracción de residuos en un SCP

Descripción	Unidad	Valor
Frecuencia de extracción	Días	28
RCP por extracción	m <sup>3</sup>	30
Tiempo de compostaje	Días	110
Área de cada pila	m <sup>2</sup>	60

Se incluyó el costo de inversión de la removedora de compost para el sistema AM, y de los aireadores con su correspondiente instalación eléctrica para el compostaje con AF. Además se incluyó la inversión del tractor y de la pala para la recolección y acondicionamiento. Se tuvo en cuenta el porcentaje de dedicación de cada maquinaria a la planta de compostaje y a cada una de las actividades, el tractor, además de utilizarse para la construcción, acondicionamiento y volteo de las pilas, se utilizó a diario para la distribución de alimento.

Respecto al costo de la mano de obra, se consideró el porcentaje de horas anuales que destina al compostaje, incluyendo, riego, remoción y medición de temperatura. La información del consumo de combustible y electricidad calculados para el inventario de ACV, fue utilizada para obtener los costos de las operaciones de cada sistema de compostaje.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Evaluación del proceso de compostaje

#### 4.1.1. Caracterización de los residuos de un sistema de cama profunda

En la Tabla 4 se presentan los indicadores de estabilidad y madurez evaluados en el material a la salida de las instalaciones del SCP. Cuando se retiró del túnel, la mezcla de cama vegetal y estiércol parcialmente descompuesto, no estaba estable ni madura. El elevado valor obtenido para el índice respirométrico estático, por encima de los umbrales establecidos ( $\leq 0,5$  mg O<sub>2</sub>. g<sup>-1</sup> MO. h<sup>-1</sup>) (SCyMA y SENASA, 2019), indicó que el material tenía una alta actividad biológica por lo que requería de un tratamiento para alcanzar su estabilización. Cuando se evaluó su toxicidad sobre semillas de lechuga y rabanito, los índices de germinación (IG) y crecimiento relativo (ICR) revelaron que existía inhibición de la germinación y crecimiento para ambas especies vegetales. Se encontraron valores IG promedio de 17,57% y 46,39% para lechuga y rabanito respectivamente, menores a los exigidos para garantizar la madurez (>60%) (SCyMA y SENASA, 2019), lo que justificó la aplicación de un sistema de tratamiento que permita obtener un producto sin sustancias fitotóxicas.

**Tabla 4.** *Parámetros de estabilidad y madurez del residuo de un sistema de cama profunda*

Parámetro	Unidad	RCP	Valor límite
IRE	mg O <sub>2</sub> . g <sup>-1</sup> OM. h <sup>-1</sup>	1,87 ± 0,05	≤ 0,50 (1)
IG <sub>L</sub>	%	17,57±3,19	>60 (1)
IG <sub>R</sub>	%	46,39±9,19	>60 (1)
ICR <sub>L</sub>	-	0,55± 0,10	>0,80 (2)
ICR <sub>R</sub>	-	0,52±0,05	>0,80 (2)

RCP: residuo de cama profunda; IRE: Índice respirométrico estático; IG<sub>L</sub>: Índice de germinación en lechuga; IG<sub>R</sub>: Índice de germinación en rabanito; ICR<sub>L</sub>: Índice de crecimiento relativo en lechuga; ICR<sub>R</sub>: Índice de crecimiento relativo en rabanito. Referencias valores límites: (1) SCyMA y SENASA, 2019; (2) Young et al., 2012.

El valor de coliformes fecales superó el umbral permitido ( $< 1.000$  NMP.g<sup>-1</sup>), indicando que el material debe ser higienizado para su uso seguro (Tabla 5). Los otros patógenos sobre los que se establecen valores límites de referencia en la normativa nacional son Salmonella spp. y huevos viables de helmintos (SCyMA y SENASA, 2019), los cuales no fueron detectados cuando el material se retiró de las instalaciones del SCP. La inestabilidad e inmadurez, junto con el elevado nivel de patógenos, constituyeron los factores limitantes para la disposición final o utilización de este material tal como sale de las instalaciones productivas.

**Tabla 5.** *Patógenos presentes en el residuo de un sistema de cama profunda*

Patógeno	Unidad	RCP	Valor límite
----------	--------	-----	--------------

<b>Coliformes fecales</b>	NMP.g <sup>-1</sup>	2,6 x 10 <sup>8</sup> ± 3,61 x 10 <sup>4</sup>	< 1.000 (1)
<b>Salmonella ssp.</b>	NMP.4 g <sup>-1</sup>	Ausente	< 1 (1)
<b>Huevos viables de helmintos</b>	Huevos viables.4 g <sup>-1</sup>	Ausente	< 1 (1)

RCP: residuos de cama profunda. Referencias valores de normativas: (1) SCyMA y SENASA, 2019.

La caracterización química y fisicoquímica del residuo se presenta en la Tabla 6. Cuando fue retirado de las instalaciones, el material presentó pH alcalino (8,73) y una elevada conductividad eléctrica (6,50 dS.m<sup>-1</sup>). La mezcla del material utilizado como cama y el estiércol parcialmente descompuesto, contenía cantidades considerables de materia orgánica (≥20%). Asimismo, la alta concentración de amonio (≥400 mg. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.kg<sup>-1</sup>) indicó que el material no estaba maduro, de acuerdo al umbral establecido en la normativa nacional vigente. El contenido de humedad del RCP estuvo dentro del rango de 40 a 60% considerado óptimo, para iniciar el proceso (Haug, 1993), sin embargo la relación C/N inicial fue menor que la recomendada para comenzar el compostaje (25-30).

**Tabla 6.** *Parámetros químicos y físico-químicos del residuo de un sistema de cama profunda*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>RCP</b>	<b>Valores de referencia</b>
<b>Humedad</b>	%	48,87±3,50	< 60 (1)
<b>Densidad</b>	g.L <sup>-1</sup>	112,16 ± 10,24	-
<b>pH</b>	-	8,73 ±0,11	5,00 – 8,50 (1)

<b>CE</b>	<b>dS.m<sup>-1</sup></b>	6,50±0,51	<4 (1)
<b>Nk</b>	<b>%</b>	1,42±0,19	-
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>mg.kg<sup>-1</sup></b>	409,04±70,97	400
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>mg.kg<sup>-1</sup></b>	0,00 ± 0,00	-
<b>MO</b>	<b>%</b>	41,68±0,96	≥20 (1)
<b>COT/Nt</b>	<b>-</b>	16,47±2,01	≤20 (1)
<b>P disponible</b>	<b>mg.kg<sup>-1</sup></b>	155±28,68	-

RCP: Residuo de cama profunda; CE: conductividad eléctrica; Nk: nitrógeno kjeldahl; MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total; Nt: nitrógeno total. Valores de referencia: (1) SCyMA y SENASA, 2019.

Uno de los aspectos más regulados en la gestión de residuos pecuarios es el contenido de ETPR. Las concentraciones analizadas se presentan en la Tabla 7, y reflejan que el material inicial contenía ETPR por debajo de los límites establecidos en todas las normas consideradas.

**Tabla 7.** Elementos traza potencialmente riesgosos en el residuo de cama profunda

Elementos traza (mg.kg <sup>-1</sup> )	RCP	Valor Límite Argentina (1)	Valor Límite Unión Europea(2)	Valor Límite USEPA(3)
Arsénico	1,9 ± 0,7	15	18	41-75
Cadmio	0,7 ±0,1	1,5	0,7-3	39-85
Cromo	14,0 ± 3,2	100	70-120	-
Cobre	95,1 ± 8,5	150	70-400	1.500-4.300
Mercurio	0,4 ± 0,1	0,7	0,4-2	15-57
Molibdeno	0,4 ± 0,5	-	-	18-75
Níquel	6,3 ± 0,3	30	25-60	420
Plomo	6,3 ± 0,6	100	45-180	300-840
Selenio	≤0,01	-	12	100
Zinc	171,0 ± 8,2	300	200-1.000	2.800-7.500

RCP, Residuo de cama profunda; (1) SCyMA y SENASA, 2019; (2) CEC, 1986; (3) USEPA, 1993

#### 4.1.2. Caracterización de la evolución del proceso de compostaje

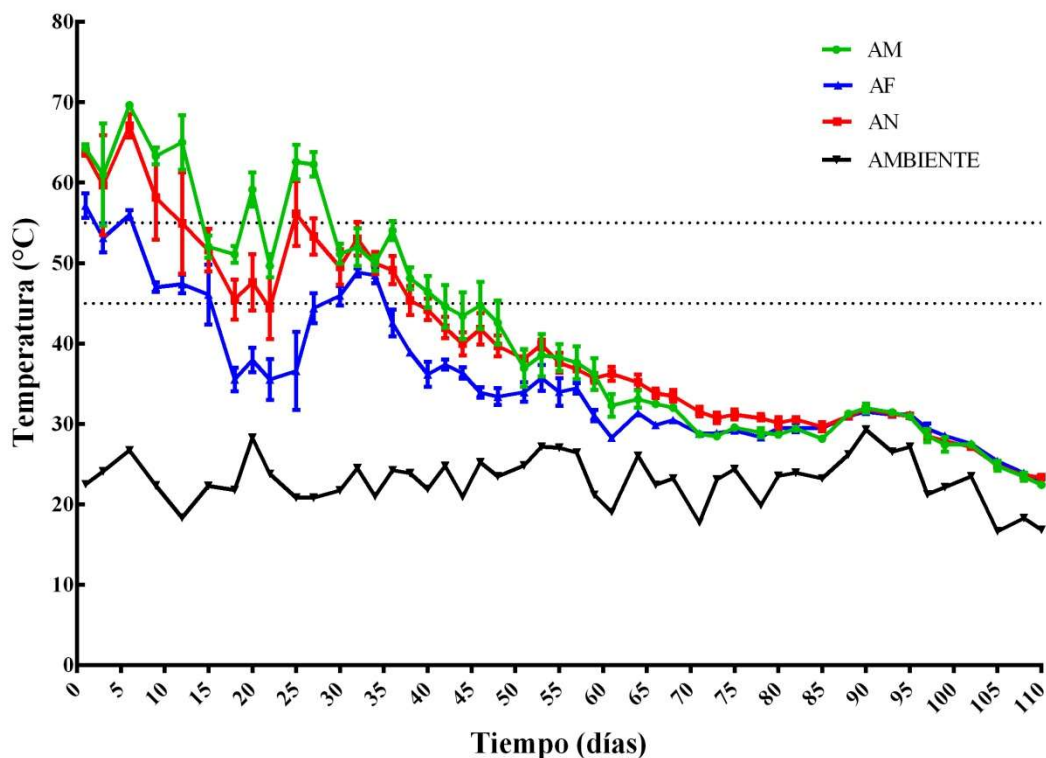
##### 4.1.2.1. Temperatura

La evolución de la temperatura en los tres sistemas de compostaje evaluados se muestra en la Figura 8. Se observó que la temperatura aumentó inmediatamente después del armado de las pilas en el sitio de compostaje. En los sistemas con AN y AM las temperaturas permanecieron por encima de 55°C durante los primeros 12 y 15 días, respectivamente. Luego

de este período se observaron algunas fluctuaciones, mostrando el sistema con AM mayores variaciones, presentando picos intermitentes dentro de la etapa termofílica hasta el día 27, incluyendo períodos con temperaturas por encima de los 60°C. Ambos tratamientos alcanzaron los máximos valores para esta variable a los seis días de iniciado el proceso, 69°C para el sistema con AM y 67°C para el compostaje con AN.

La evolución de la temperatura en el sistema de compostaje con AF mostró valores más bajos e irregulares. Los periodos asociados a temperaturas de higienización (>55°C) y de máxima biodegradación son reducidos, ya que luego del día 15 la temperatura desciende por debajo de los 45°C y sólo vuelve a ascender, durante un periodo muy reducido, después de los 30 días del proceso.

Luego del día 40, la temperatura disminuyó gradualmente para los tres sistemas de aireación, siendo esta disminución más lenta en el sistema AN que presenta valores más altos de temperaturas en parte de este período. Finalmente, a los 84 días del proceso las diferencias entre los tratamientos se redujeron, la temperatura se estabilizó y se alcanzaron niveles cercanos a la temperatura ambiental.



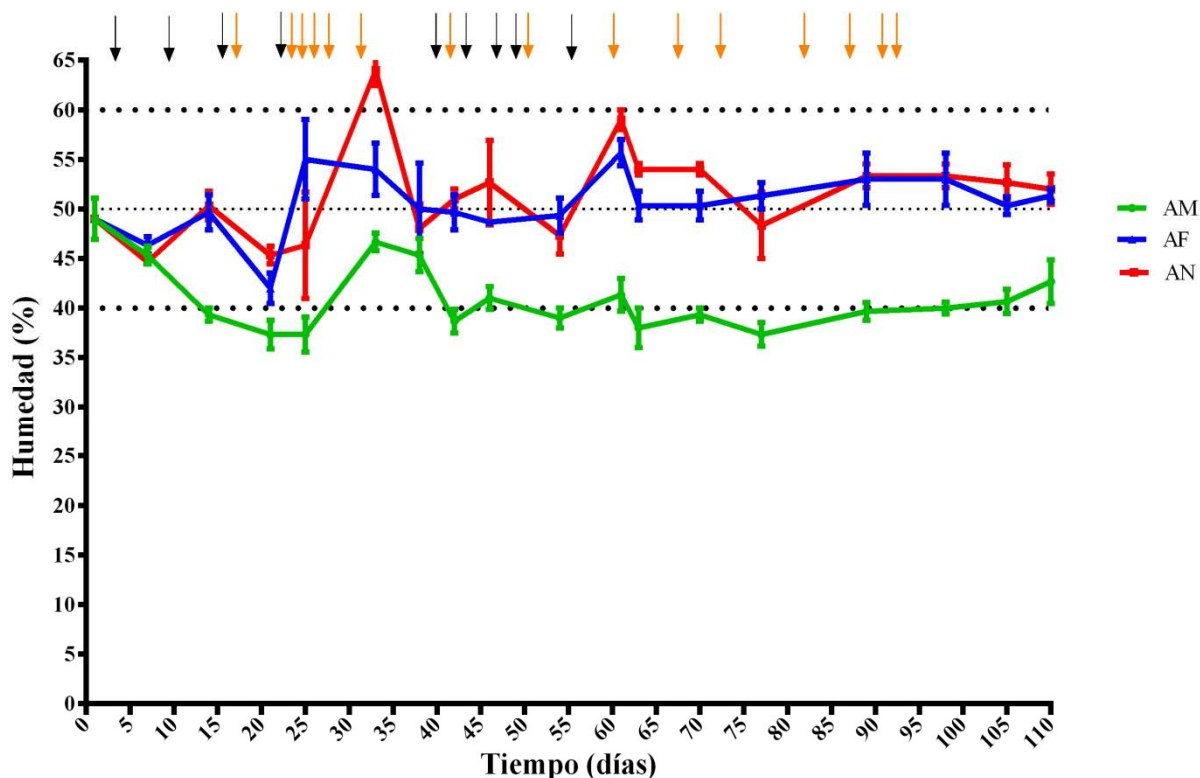
**Figura 8.** Evolución de la temperatura en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.2. Humedad

En la investigación realizada, el material a compostar comenzó con un contenido de humedad del 49%, luego disminuyó a causa del calor generado por el propio proceso (Figura 9). A los 21 días, el contenido de agua había disminuido en los tres tratamientos, especialmente en AM, que alcanzó valores inferiores al 40% de humedad.

Las pilas fueron regadas en nueve ocasiones, cuando la humedad descendió por debajo del 50% (Tiquia et al., 1996a). Las pilas con AM también recibieron agua durante la aireación, sin embargo retuvieron durante todo el proceso menos humedad que el resto de los tratamientos. Los sistemas de compostaje AF y AN permitieron mantener valores de humedad mayores durante todo el compostaje, si bien se registraron diversas fluctuaciones, estos sistemas de manejo no se alejaron demasiado de los valores medios (40-60%) recomendados en la bibliografía (Rynk et al., 1992). Después de los 30 días se detectó un porcentaje de humedad levemente superior al 60% en el sistema AN, no obstante rápidamente disminuyó, permaneciendo dentro los umbrales óptimos para el avance del proceso.



**Figura 9.** Evolución de la humedad en los tres sistemas de compostaje.

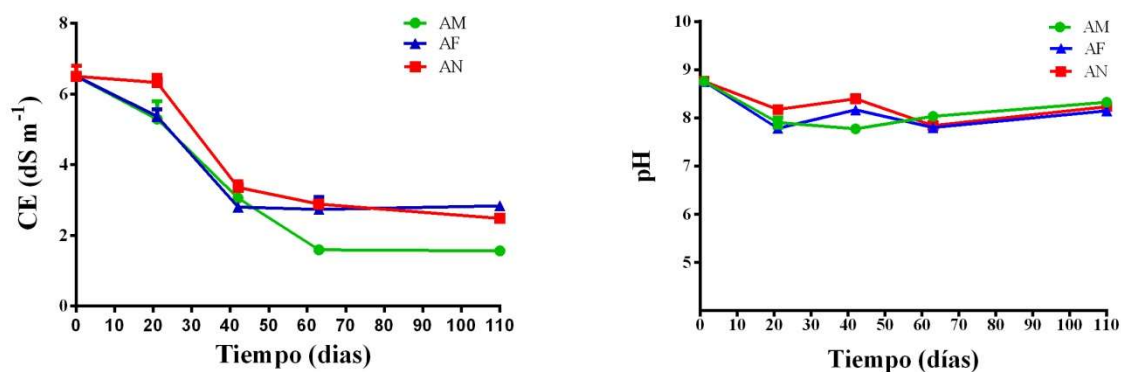
Flecha negra indica ingreso de agua por riego; flecha naranja indica ingreso de agua por precipitaciones. Línea de puntos delimita rango óptimo de humedad. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.3. Conductividad eléctrica y pH

La evolución de la conductividad eléctrica (CE) durante el compostaje se muestra en la Figura 10. Para esta variable se observaron diferencias significativas en las trayectorias de los distintos tratamientos a través del tiempo ( $p < 0,0001$ ) (Tabla 8). Durante la etapa activa del compostaje, hasta el día 42 del proceso, se registró la mayor tasa de disminución de CE para las tres tecnologías evaluadas, registrándose diferencias significativas entre los valores hallados a los 21(T1) y 42(T2) días del proceso (Tabla 9). Los sistemas con AF y AN no registraron diferencias entre los valores obtenidos entre T2 (42 días) y T3 (63 días), en cambio en el sistema con AM, la disminución continuó, siendo el tratamiento que culminó el proceso con el menor valor para esta variable, diferenciándose significativamente de los otros sistemas (Tabla 9).

La evolución del pH no evidenció una tendencia generalizada para los distintos sistemas de compostaje. Se observaron diferencias significativas en las trayectorias de los distintos tratamientos a través del tiempo ( $p = 0,0049$ ) (Tabla 8). Al inicio del proceso se observó una disminución en los tres sistemas de compostaje. Para el sistema AM se registraron diferencias

significativas entre las tres últimas fechas de muestreo, mientras que para los otros dos tratamientos (AP y AF), los valores finales no se diferencian significativamente de los hallados a los 42 días (T2) del proceso (Tabla 9). A los 110 días los tres tratamientos alcanzaron pH por encima de 8, no diferenciándose estadísticamente los valores entre sí (Tabla 9).



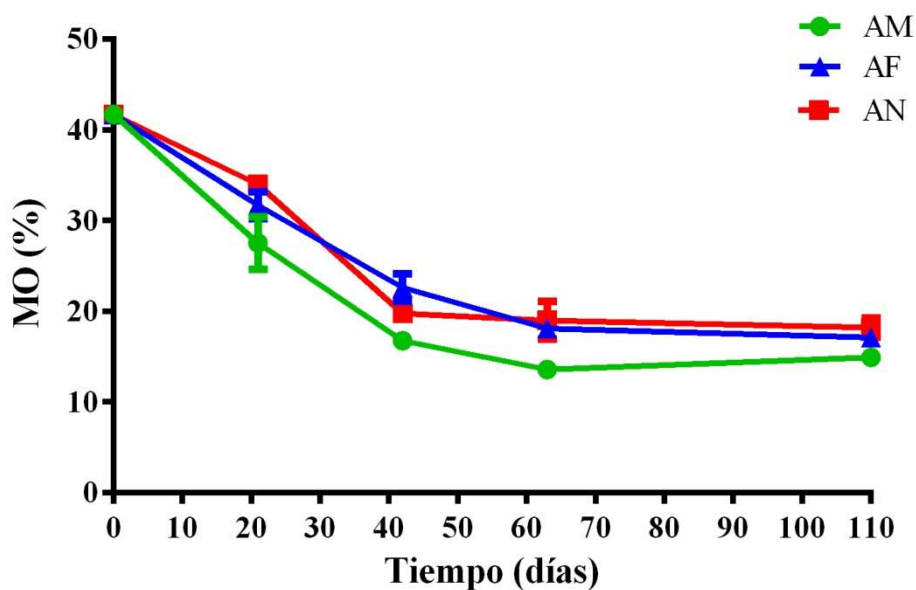
**Figura 10.** Evolución de la conductividad eléctrica y el pH en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.4. Materia Orgánica

Para esta variable la interacción tiempo\*tratamiento no fue significativa (0,115) (Tabla 8), por lo que se analizaron los factores por separado. Se observó que existieron diferencias estadísticamente significativas a través del tiempo ( $p=0,0013$ ) (Tabla 8). En todos los tratamientos disminuyó el contenido de materia orgánica (MO) durante el proceso de compostaje (Figura 11). Las tasas más altas de pérdida de MO se registraron durante la etapa activa del compostaje (durante los primeros 42 días), coincidiendo con el periodo de mayores temperaturas y provocando diferencias significativas entre el contenido de MO registrado a los 21 y 42 días (T1 y T2). Para el compostaje con AM y AN en dicha etapa (primeros 42 días) ocurrieron el 95% de las pérdidas totales de MO, mientras que para el sistema AF durante la etapa activa del compostaje se registró el 83% de las pérdidas totales. En las etapas finales, los contenidos de MO permanecieron constantes o disminuyeron a tasas muy reducidas, no diferenciándose significativamente las dos últimas fechas de muestreo. .

El 75% del contenido de materia orgánica inicial se perdió durante el compostaje con AM, mientras que para los sistemas estáticos, AF y AN, las pérdidas fueron del 71 y 68% respectivamente.

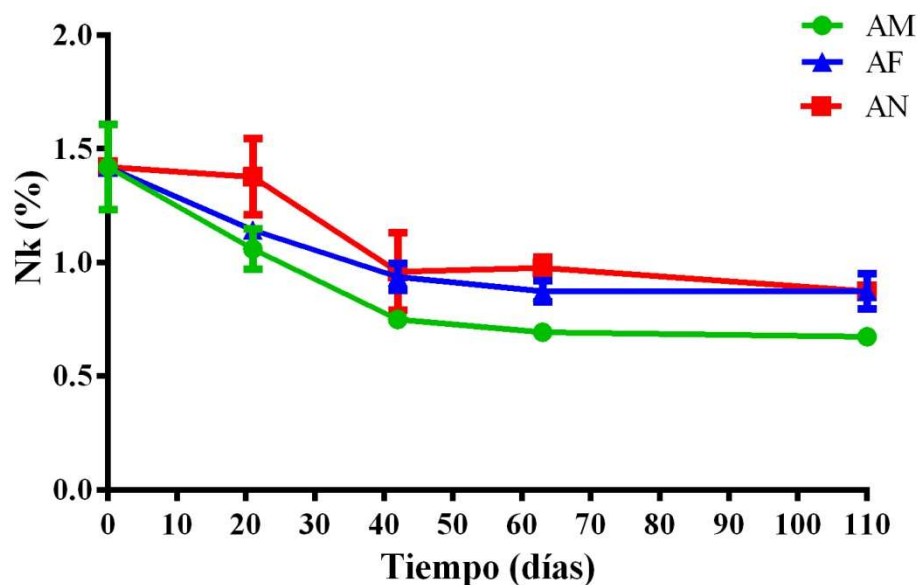


**Figura 11.** Evolución de la materia orgánica (MO) en los tres sistemas de compostaje.

AM, aireación mecánica; AF, aireación forzada; AN, aireación natural.

#### 4.1.2.5. Nitrógeno kjeldahl

Cuando se evaluó la evolución del nitrógeno kjeldahl durante el proceso de compostaje se hallaron diferencias significativas a través del tiempo ( $p < 0,0001$ ), y entre tratamientos ( $p = 0,0035$ ) (Tabla 8), no siendo significativa la interacción de estos efectos. El nitrógeno kjeldahl (Nk) disminuyó durante el compostaje de los residuos de cama profunda (Figura 12). La máxima disminución se produjo durante la etapa activa del compostaje, diferenciándose significativamente los valores obtenidos a los 21 (T1) y 42 (T2) días del proceso (Tabla 10). El compostaje con AM registró una mayor disminución, a los 42 días del proceso este sistema había perdido el 62% del nitrógeno inicial, mientras que las pilas con AF y AN perdieron el 50% en esa misma etapa. Para los tres tratamientos las pérdidas en dicha instancia superaron el 80% del nitrógeno total perdido.

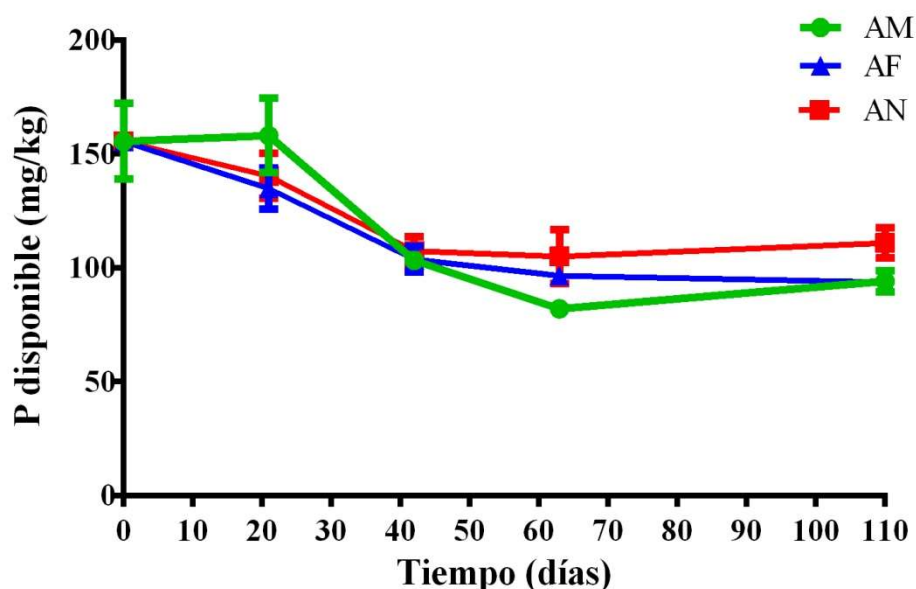


**Figura 12.** Evolución del nitrógeno kjeldahl ( $N_k$ ) en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.6. Fósforo disponible

En la Figura 13 se puede observar la evolución del fósforo disponible durante el compostaje. Para esta variable se observaron diferencias significativas en las trayectorias de los distintos tratamientos a través del tiempo ( $p=0,0161$ ) (Tabla 8). A lo largo del compostaje, la cantidad de fósforo disponible disminuyó en las tres tecnologías evaluadas. Se registraron diferencias significativas entre el contenido de fósforo disponible hallado a los 21 días y el registrado a los 63, para los tres sistemas evaluados (Tabla 9). Hacia el final del proceso el contenido de P disponible permaneció estable, no registrándose diferencias significativas entre los valores hallados entre las dos últimas fechas de muestreo para los tres sistemas de compostaje.

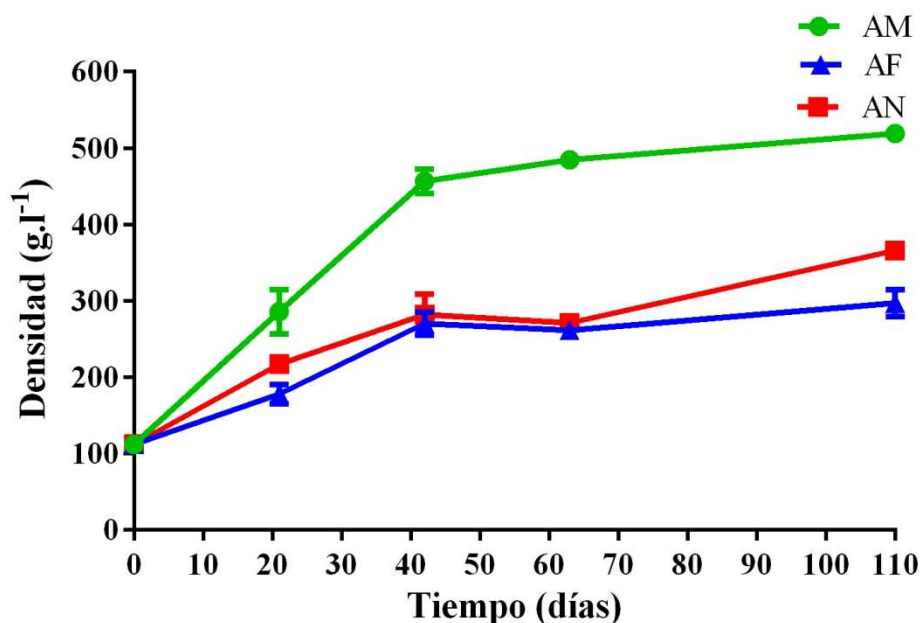


**Figura 13.** Evolución del P disponible en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.7. Densidad

Para este parámetro, se observaron diferencias significativas en las trayectorias de los distintos tratamientos a través del tiempo ( $p=0.0018$ ) (Tabla 8). Durante el proceso se incrementó la densidad del material en los tres sistemas de compostaje (Figura 14). Para todos los tratamientos se registraron diferencias significativas entre los muestreos realizados a los 21 y 42 días (Tabla 9). Para el compost con AF no se registraron variaciones significativas a partir de los 42 días de compostaje. En contraste, tanto el compostaje con AM y AN, mostraron incrementos significativos en los valores de densidad entre el muestreo realizado a los 42 días (T2) y los valores obtenidos al finalizar el proceso (T4) (Tabla 9). El sistema AM fue el que presentó la mayor variación, diferenciándose en todos los tiempos evaluados de los otros tratamientos. El sistema con aireación forzada registró menores valores, aún así, el valor del producto final duplicó al del material inicial para este tratamiento.

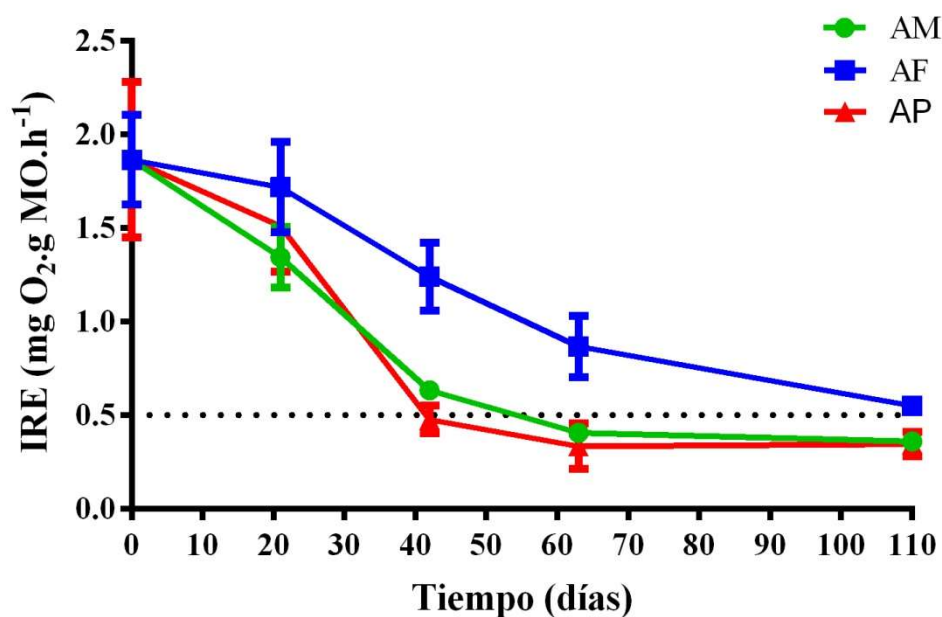


**Figura 14.** Evolución de la densidad en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

#### 4.1.2.8. Estabilidad

La respiración, medida mediante el consumo de oxígeno, es considerada un indicador de la actividad biológica y de la estabilidad de la materia orgánica. Se encontraron diferencias significativas entre las trayectorias de los tratamientos a través del tiempo ( $p=0.0225$ ) (Tabla 8). La disminución del IRE por unidad de MO, indica una reducción en la actividad microbiana y un claro aumento en la estabilidad del material (Figura 15). El compostaje con AF presentó una degradabilidad más lenta, respecto a los sistemas con AM y AN, diferenciándose significativamente en los últimos tres muestreos (Tabla 9). En AN y AM la disminución en la actividad biológica es más pronunciada en los primeros 40 días del proceso, siendo significativa la diferencia entre las primeras fechas de muestreo. El compostaje con aireación natural (AN) presentó tasas de respiración menores al umbral establecido para esta variable, a partir del día 42 ( $\leq 0,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ ) (SCyMA y SENASA, 2019), no diferenciándose estadísticamente del valor del compost con AM. Para los sistemas con AN y AM, el IRE no se diferenció entre las dos últimas fechas de muestreo, en cambio, el sistema con AF continuó mostrando variaciones significativas entre estos tiempos. Al día 110 los valores hallados denotaron que la estabilidad biológica fue alcanzada para los tres sistemas evaluados.



**Figura 15.** Evolución del índice respirométrico estático en los tres sistemas de compostaje.

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. La línea de puntos demarca el umbral establecido por normativa nacional SMYGA-SENASA (2019)

**Tabla 8.** Nivel de significancia del efecto tratamiento, tiempo e interacción tiempo\*tratamiento

Parámetro	Efecto		
	Tratamiento	Tiempo	Tiempo*Tratamiento
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	<.0,0001	<0,0001	<0,0001*
pH	0,0049	<.0,0001	<.0,0001*
MO (%)	0,1314	0,0013*	0,1150
Nk (%)	0,0035*	<0,0001*	0,2128
P disponible (mg.kg <sup>-1</sup> )	0,5510	0,0002	0,0161*
Densidad (g.L <sup>-1</sup> )	<0,0001	<0,0001	0,0018*
IRE (mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> )	0,0027	<0,0001	0,0225*

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; IRE: Índice respirométrico estático; \*efectos significativos ( $\alpha < 0.05$ )

**Tabla 9.** Medias de los parámetros físico-químicos para cada uno de los tratamientos en cada tiempo de muestreo con resultados de contrastes

Parámetro	Tratamiento	T1	T2	T3	T4
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	AM	5,29 a B	3,06 ab C	1,60 b A	1,57 c A
	AF	5,38 a B	2,81 a A	2,75 a A	2,84 a A
	AN	6,33 b C	3,36 b A	2,89 a AB	2,49 b B
pH	AM	7,91 ab AB	7,71 c A	8,03 b B	8,33 a C
	AF	7,78 a A	8,17 a B	7,81 a A	8,15 a B
	AN	8,18 b A	8,4 b A	7,84 ab B	8,24 a A
P disponible (mg.kg <sup>-1</sup> )	AM	158,15 a C	103,35 a A	82,00 a B	94,14 a AB
	AF	134,83 a A	103,72 a AB	96,51 a B	93,68 a B
	AN	140,35 a A	107,44 a AB	104,99 a B	110,90 a B
Densidad (g.L <sup>-1</sup> )	AM	285,75 b C	456,62 b A	484,87 b AB	519,30 c B
	AF	178,28 a B	270,41 a A	261,63 a A	297,22 a A
	AN	217,33 a B	282,14 a A	271,08 a A	365,98 b C
IRE (mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> OM h <sup>-1</sup> )	AM	1,34 a C	0,63 a A	0,41 a AB	0,36 a B
	AF	1,72 a A	1,24 b AB	0,87 b B	0,52 b C
	AN	1,51 a B	0,48 a A	0,33 a A	0,35 a A

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural, T1: 21 días; T2: 42 días; T3: 63 días; T4: 110 días, CE: conductividad eléctrica; IRE: Índice respirométrico estático. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tiempos de muestreos, ( $\alpha < 0.05$ ).

**Tabla 10.** Medias entre tratamientos y tiempos para las variables sin interacción significativa para tiempo\*tratamiento

Parámetro	Tratamiento			Tiempo			
	AM	AF	AN	T1	T2	T3	T4
MO (%)	18,20 a	22,38 a	22,73 a	31,06 B	19,70 C	16,90A	16,75 A
Nk (%)	0,79 c	0,96 a	1,05 b	1,19 C	0,88 AB	0,85 A	0,77 B

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural; T1: 21 días; T2: 42 días; T3: 63 días; T4: 110 días, Nk: nitrógeno kjedahl; MO: materia orgánica. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tiempos de muestreos, ( $\alpha < 0.05$ ).

#### 4.1.2.9. Patógenos

A los 21 días del proceso de compostaje las tres tecnologías lograron disminuir suficientemente ( $\leq 1000$  NMP.g<sup>-1</sup>ms) la cantidad de coliformes fecales presentes en el RCP (Tabla 11). Según estos resultados, y de acuerdo al sistema de monitoreo aplicado, no se detectaron diferencias en la velocidad de saneamiento entre tratamientos. A los 110 días del proceso el número más probable (NMP) de coliformes fecales para los tres productos obtenidos varió entre 3 y 34 NMP.g<sup>-1</sup> de materia seca, muy por debajo de los límites exigidos. Independientemente del método de aireación utilizado *Salmonella* no fue detectada en ninguna de las muestras analizadas a lo largo del proceso de compostaje.

**Tabla 11.** Características microbiológicas durante el proceso de compostaje de los residuos de cama profunda porcina

Tiempo (días)	Tratamiento	Coliformes Fecales (NMP.g <sup>-1</sup> )			
		RCP			Valor límite (1)
21	AM	281	±	42	< 1000 (1)
	AF	346	±	28	
	AN	314	±	44	
63	AM	51	±	3	< 1000 (1)
	AF	153	±	138	
	AN	68	±	2	
110	AM	34	±	11	< 1000 (1)
	AF	13	±	10	
	AN	3	±	1	

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. Valores límites: (1) SCyMA y SENASA, 2019.

#### 4.1.3. Caracterización de la toxicidad en los compost obtenidos

##### 4.1.3.1. Elementos traza potencialmente riesgosos en los compost obtenidos

Al final del proceso, los valores de todos los ETPR analizados continuaron siendo inferiores a los límites máximos establecidos por la normativa nacional (Tabla 12).

**Tabla 12.** Elementos traza potencialmente riesgosos presentes en los compost

ETPR (mg.kg <sup>-1</sup> )	COMPOST AM			COMPOST AF			COMPOST AN			Valor Límite Argentina (1)
		±			±			±		
<b>Arsénico</b>	3,0	±	0,4	2,5	±	0,2	1,7	±	0,2	15
<b>Cadmio</b>	0,7	±	0,1	0,7	±	0,0	0,5	±	0,0	1,5
<b>Cromo</b>	8,6	±	0,3	9,7	±	1,7	5,3	±	0,3	100
<b>Cobre</b>	77,7	±	18,9	82,0	±	29,6	80,7	±	19,6	150
<b>Mercurio</b>	0,2	±	0,1	0,5	±	0,4	0,7	±	0,4	0,7
<b>Molibdeno</b>	≤0,1	±	-	≤0,1	±	-	≤0,1	±	-	-
<b>Níquel</b>	7,9	±	0,3	7,5	±	0,5	5,7	±	0,3	30
<b>Plomo</b>	6,2	±	0,6	5,5	±	0,7	8,0	±	0,3	100
<b>Selenio</b>	≤0,1	±	-	≤0,1	±	-	≤0,1	±	-	-
<b>Zinc</b>	169,5	±	23,9	190,9	±	45,9	189,1	±	23,7	300

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. Valores límites: (1) SCyMA y SENASA, 2019

#### 4.1.3.2 Indicadores de ecotoxicidad de los compost

El IG y el contenido de amonio fueron utilizados para evaluar la madurez de las muestras finales, obtenidas del proceso de compostaje. De acuerdo con los resultados obtenidos ninguno de los compost posee efectos fitotóxicos ya que los tres productos superaron el mínimo recomendado para el índice de germinación (>60%) (SCyMA y SENASA, 2019), tanto en semillas de lechuga como rabanito (Tabla 13). Los valores del ICR también se incrementaron respecto a los valores iniciales y los tratamientos superaron el umbral de 0,8 (Young et al., 2012), lo que indica que no hubo efectos inhibitorios sobre el crecimiento de la raíz.

**Tabla 13.** Indicadores de madurez de los compost obtenidos

Parámetro	AM		AF		AN		Valor Límite
$\text{NNH}_4^+(\text{mg.kg}^{-1})$	41,83a	± 2,73	42,40a	± 1,85	42,04a	± 4,50	400 (1)
<b>IG<sub>L</sub> (%)</b>	74,26 a	± 5,62	77,67 a	± 2,76	73,39 a	± 9,15	> 60% (1)
<b>IG<sub>R</sub> (%)</b>	86,35 a	± 2,15	86,02 a	± 10,32	79,32 a	± 9,15	> 60% (1)
<b>ICR<sub>L</sub></b>	0,84 a	± 0,08	0,84 a	± 0,02	0,82 a	± 0,08	> 0.8 (2)
<b>ICR<sub>R</sub></b>	0,89 a	± 0,04	0,94 b	± 0,02	0,84 a	± 0,01	> 0.8 (2)

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural; IG<sub>L</sub>: Índice de germinación en lechuga; IG<sub>R</sub>: Índice de germinación en rabanito; ICR<sub>L</sub>: Índice de crecimiento radicular en lechuga; ICR<sub>R</sub>: Índice de crecimiento radicular en rabanito. Referencias valores límite: (1) SCyMA y SENASA, 2019; (2) Yough et al. 2012.

En la Tabla 14 se detallan los resultados de los bioensayos en extractos acuosos de las muestras correspondientes al material inicial y a los tres compost obtenidos. Los índices calculados se implementaron como indicadores ecotoxicológicos para el monitoreo ambiental de las diferentes estrategias de tratamiento, brindando información detallada acerca de los efectos nocivos sobre el ambiente y las plantas, del extracto puro y diluido. Estas determinaciones, además de indicar el grado de madurez, permitieron establecer la toxicidad potencial de los lixiviados y/o el agua de escorrentía.

En los tres organismos evaluados (lechuga, rabanito y daphnia) se observó que la toxicidad disminuyó luego que el material es tratado mediante el compostaje, para cualquiera de las tres tecnologías evaluadas. Dentro de las especies terrestres, las semillas de lechuga denotaron mayores efectos fitotóxicos en el proceso de germinación y desarrollo de raíces. A una concentración de 62,91% el extracto del RCP sin tratar, generó una inhibición del 50% en la germinación de las semillas de lechuga. Cuando se utilizó rabanito como especie indicadora, la evaluación evidenció menor respuesta tóxica, la máxima inhibición generada por el extracto del RCP con una concentración de 100%, es del 35,04% para la germinación de esta especie, mostrando valores mayores la inhibición de la elongación de la radícula, alcanzando 46,15%. Las diferentes estrategias de compostaje permitieron disminuir la inhibición en las dos especies vegetales estudiadas y en los dos parámetros evaluados. Promediando las dos especies, la inhibición de la germinación disminuyó en 83,39% cuando el material se compostó con AM, y 86,29% y 84, 93%, cuando se trató con AF y AN respectivamente.

Los índices de fitotoxicidad también pusieron en evidencia la efectividad del proceso de compostaje. En la evaluación realizada con semillas de lechuga se observó que la menor

concentración del extracto obtenido a partir de los RCP con la que se obtuvo una respuesta de 60% en el IG es de 22,26%. En dicha dilución, el lixiviado no generó efectos fitotóxicos, teniendo en cuenta los umbrales establecidos en la normativa vigente. Al final del proceso los índices de fitotoxicidad demostraron que el compost es poco riesgoso, alcanzando un CIG<sub>60</sub> mayor al 100%. Lo mismo sucedió al evaluarse la concentración que inhibe el crecimiento radicular, teniendo en cuenta las dos especies, el extracto del RCP presentó en promedio un CICR<sub>0.8</sub> del 16,46%, no generando inhibición luego del tratamiento.

El material inicial produjo inmovilidad en el 100% de los neonatos de *Daphnia*, indicando la elevada toxicidad ambiental de los RCP y la peligrosidad de sus lixiviados y/o agua de escorrentía. Los puntos finales de este indicador, al igual que los hallados con los otros organismos evaluados, demuestran que la toxicidad disminuyó luego del compostaje.

**Tabla 14. Indicadores de ecotoxicidad de los compost obtenidos**

	Unidad	INICIAL	AM	AF	AN
<b>Lechuga</b>					
<i>Germinación</i>					
CI <sub>50</sub>	%	62,91 [47,80;78,02]	n.d	n.d	n.d
Inh <sub>100</sub>	%	67,57 [54,14;81,02]	11,22 a [9,33;12,90]	9,26 a [7,44;11,07]	10,18 a [8,37;11,99]
<i>Elongación de radícula</i>					
Inh <sub>100</sub>	%	45,19 [18,99;71,40]	16,25 a [9,46;23,04]	15,42 a [10,55;20,29]	18,34 a [11,00;25,69]
<i>Índices de fitotoxicidad</i>					
CICR <sub>0,8</sub>		9,36 [-16,37;35,08]	97,51 [87,19;105,8]	>100	98,71 [87,85;107,57]
CIG <sub>60%</sub>		22,26 [10,81;33,72]	>100	>100	>100
<b>Rabanito</b>					
<i>Germinación</i>					
Inh <sub>100%</sub>	%	35,04 [33,36;36,7]	2,63 a [-1,10;6,37]	6,67 a [-8,96;22,30]	8,33 a [6,7;9,96]
<i>Elongación de radícula</i>					
Inh <sub>100%</sub>	%	46,15 [43,30;48,96]	11,12 a [0,91;21,34]	8,04 a [-3,99;20,07]	15,82 a [8,42;19,62]
<i>Índices de fitotoxicidad</i>					
CICR <sub>0,8</sub>		23,59 [5,34;41,84]	>100	> 100	>100
CIG <sub>60%</sub>		49,16 [41,61;56,72]	>100	>100	>100
<b>Daphnia</b>					
Inm <sub>100%</sub>	%	100	3,30 a [-10,79;17,39]	16,67 ab [-0,65;37,31]	36,67 b [20,84;54,38]
CE <sub>50%</sub>	%	65,24 [57,64; 72,84]	n.d	n.d.	n.d.

CI<sub>50</sub>: Concentración Inhibitoria 50; Inh<sub>100</sub>: Inhibición de la respuesta en la muestra sin diluir; CICR<sub>0,8</sub>: Concentración a la cual el Índice de Crecimiento Relativo es igual a 0.8; CIG<sub>60%</sub>: Concentración a la cual el Índice de Germinación es igual al 60%; CE<sub>50</sub>: Concentración Efectiva 50; Inm<sub>100</sub>: Inmovilidad en la muestra sin diluir. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. Entre corchetes intervalo de confianza 95%.

#### **4.1.4. Análisis de componentes principales**

Las principales características vinculadas a la calidad agronómica del compost, denotaron una evolución diferente de acuerdo al sistema de compostaje utilizado, lo que influyó sobre los productos generados. Estas propiedades fueron sometidas a un análisis de componentes principales (ACP), que permitió agrupar los productos con características similares a través de la combinación de las variables analizadas.

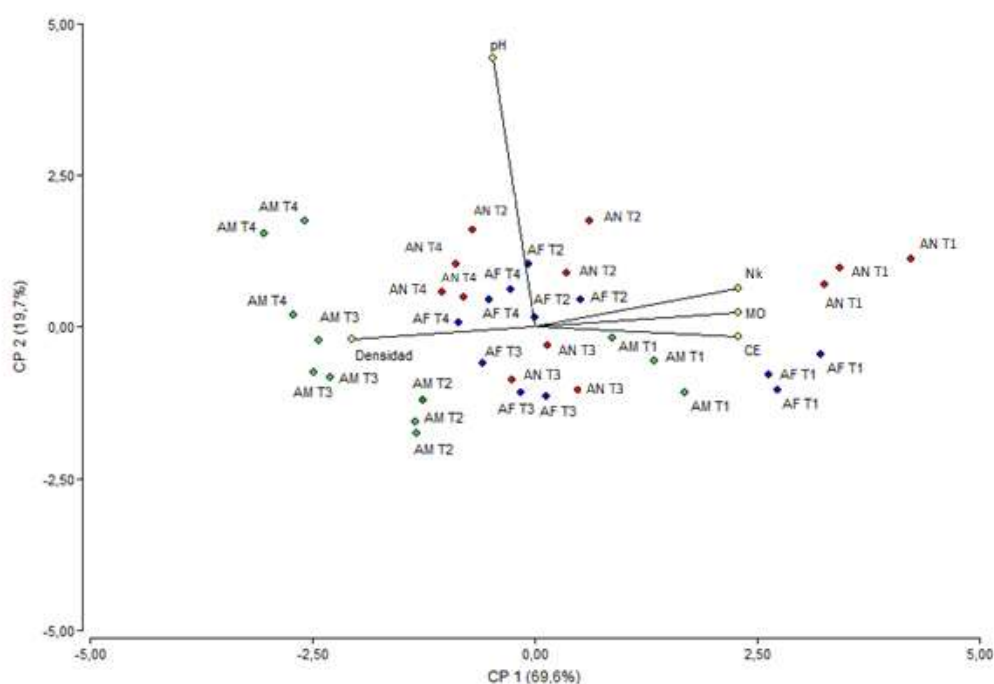
En este caso, los dos primeros ejes explicaron 89,3% de la variación total de los datos (Tabla 15). El primer eje explicó 69,6% y tuvo mayor correlación con las variables densidad, conductividad eléctrica (CE) y nitrógeno kjeldahl (Nk). El segundo eje explicó 19,7%, siendo la variable pH la más correlacionada.

La representación simultánea de las variables analizadas y las observaciones en el tiempo se muestran en la Figura 16. A través de este análisis se pudo observar que los materiales correspondientes a un mismo tiempo de muestreo y a un mismo tratamiento tienen características similares y se visualizan agrupados cuando se combinan las variables en un ACP.

A medida que avanza el proceso de compostaje todos los tratamientos se asocian a menores valores de MO, Nk y CE y mayores valores de densidad, visualizándose las mayores diferencias entre el tiempo uno y dos de muestreo. Cuando se comparan los tratamientos en un mismo tiempo, se observó que la aireación mecánica (AM) es la estrategia operativa que tuvo mayor efecto sobre las características del material, estando asociada en todos los momentos de muestreo a menores valores de conductividad eléctrica, Nk y MO, y mayores valores de densidad, cuando se compara con AF y AN.

**Tabla 15.** Correlación entre las variables y los dos primeros componentes del análisis de componentes principales

Variables	CP1	CP2
pH	-0,10	0,98
CE	0,51	-0,03
Nk	0,95	0,14
Densidad	-0,86	-0,04
MO	0,95	0,05



**Figura 16.** Análisis de componentes principales para los tres compost obtenidos.

AM: aireación mecánica, AF: aireación forzada, AN: aireación natural. T1: tiempo 1 (21 días); T2: tiempo 2(42 días); T3: tiempo 3 (63 días); T4: tiempo 4 (110 días). CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica.

## 4.2. Valorización de los compost como componentes de sustratos

### 4.2.1 Características de los compost para su uso como sustratos

Cuando se analizaron las características físicas de los tres compost obtenidos, se detectaron diferencias significativas en función de las diferentes estrategias de aireación utilizadas. La densidad de AM se diferenció significativamente de los otros dos productos obtenidos (AF y AN). Para este parámetro los tres materiales registraron valores superiores al rango establecido como óptimo ( $\leq 0,4 \text{ g.cm}^{-3}$ ) (Tabla 16), (Ansorena Miner, 1994; Abad et al., 2001).

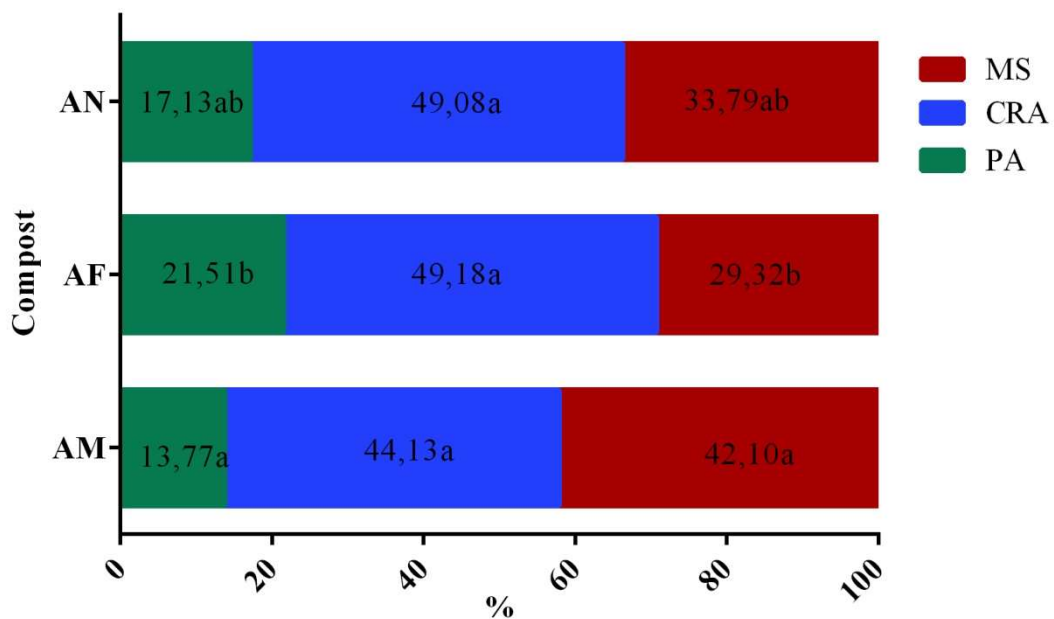
En los tres compost obtenidos, el espacio que no es ocupado por las partículas orgánicas o minerales del material (EPT) fue menor al recomendado para sustratos de cultivo ( $>80\%$ , v/v) (Ansorena Miner, 1994; Abad et. al., 2004). Los resultados obtenidos demostraron que hubo diferencias significativas entre los distintos compost, siendo el EPT menor en AM (Tabla 16).

**Tabla 16.** Densidad aparente y espacio poroso total de los compost obtenidos

Parámetro	Unidad	AM	AF	AN	Valor de referencia
Dap	$\text{g.cm}^{-3}$	0,77a $\pm$ 0,04	0,62b $\pm$ 0,03	0,66b $\pm$ 0,02	<0,4
EPT	%	57,90a $\pm$ 7,04	70,68b $\pm$ 0,68	66,22ab $\pm$ 3,03	>80

Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos. Dap: densidad aparente; EPT: espacio poroso total. Valor de referencia: Ansorena Miner, 1994; AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

El EPT no es suficiente para indicar si es buena la textura y/o estructura del sustrato, siendo necesario conocer el porcentaje de poros con aires (PA) y la capacidad de retención de agua (CRA) de los diferentes materiales utilizados (Abad et al., 2004). Para la variable PA se encontraron diferencias significativas entre los compost estudiados (Figura 17). El compost AM presentó el menor valor, no diferenciándose con AN, pero sí con AF, que presentó los valores más altos de PA. A diferencia el CRA no se vio afectado por las estrategias operativas, no existiendo diferencias significativas entre los tres compost.



**Figura 17.** Porcentaje de poros con aire (PA) y capacidad de retención de agua (CRA) de los tres compost obtenidos.

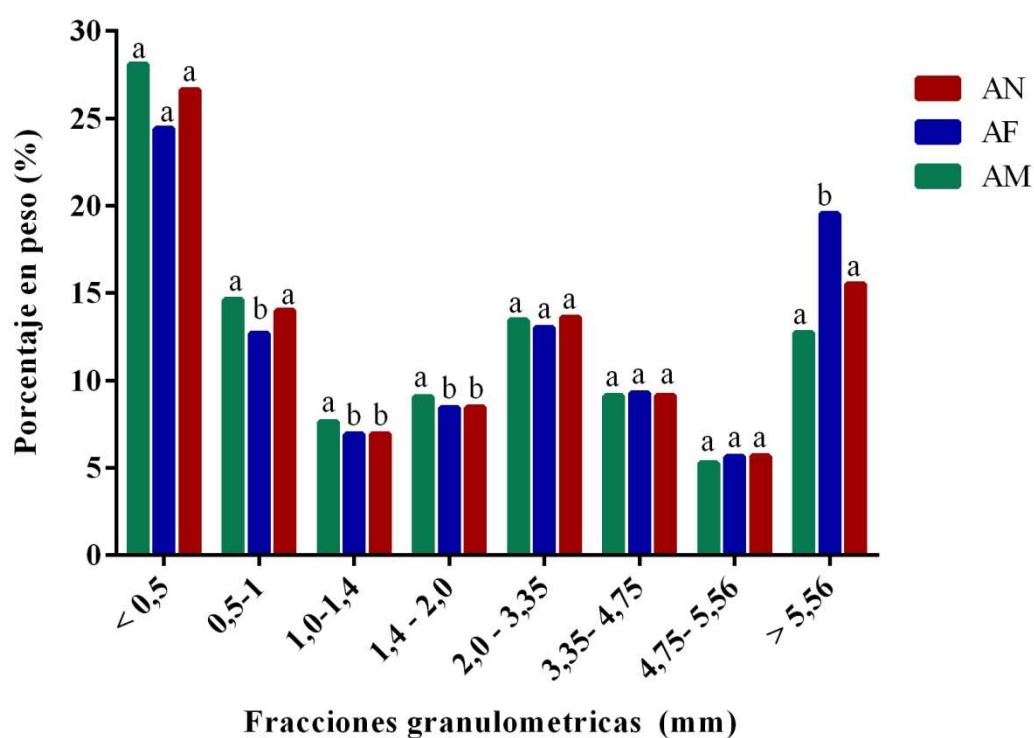
CRA: capacidad de retención de agua; PA: poros aire; MS: material sólido; AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. Letras distintas entre barras de un mismo color indican diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ).

La distribución del tamaño de partículas también varió en función del sistema de aireación utilizado (Tabla 17). El AM tiene mayor porcentaje de partículas pequeñas, diferenciándose significativamente de AF que posee mayor porcentaje de partículas grandes. El compost AM fue el que presentó mayores porcentajes de partículas correspondientes a todas las fracciones menores a 2 mm (Figura 18). Las fracciones granulométricas entre 2 y 5,56 mm no se diferenciaron significativamente entre los tres materiales (Figura 18). Cuando se analizaron las fracciones más gruesas ( $>5,56$  mm) AF es el que presentó el mayor porcentaje de partículas, diferenciándose significativamente de AM.

**Tabla 17.** Principales fracciones granulométricas de los compost

Compost	Partículas (% en peso seco)		
	< 1 mm	1-3,35 mm	> 3,35 mm
AM	42,72a ± 2,77	30,14a ± 0,67	27,14a ± 2,10
AF	38,52b ± 1,02	28,84b ± 0,52	32,64b ± 2,02
AN	40,64ab ± 0,79	29,01ab ± 0,09	30,35a ± 0,87

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ). AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. z



**Figura 18.** Distribución porcentual de las fracciones granulométricas de los compost.

Letras distintas entre columnas de distinto color e igual fracción granulométrica, indican diferencias significativas entre tratamientos ( $P \leq 0,05$ ). AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural.

Cuando se realizó la caracterización físico-química y química de los compost para su uso como componentes de sustratos, se observaron diferencias estadísticamente significativas para los siguientes parámetros: CE, MO; fosfatos, Ca, Mg y Na (Tabla 18). Los tres compost presentaron pH alcalino, no diferenciándose entre tratamientos. La conductividad eléctrica (CE) de los tres materiales fue elevada, estando por encima del umbral recomendado para su uso como sustrato ( $<1\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ ). La CE fue menor en AM, diferenciándose significativamente de los otros dos compost.

Respecto al contenido de nutrientes se observó que los niveles fueron mayores en AN y AF, respecto a AM. Los porcentajes de MO también variaron según la estrategia operativa utilizada, siendo mayores en AF y AN, diferenciándose significativamente de AM.

**Tabla 18.** Principales características físico-químicas y químicas de los tres compost

Parámetro	Unidad	AM		AF		AN	
<b>pH</b>	-	7,79a	± 0,13	7,86a	± 0,36	8,18a	± 0,08
<b>CE</b>	<b>dS.m<sup>-1</sup></b>	1,47a	± 0,15	2,77b	± 0,07	2,37c	± 0,11
<b>MO</b>	<b>%</b>	15,18a	± 0,78	18,33b	± 2,24	17,33b	± 1,29
<b>Nitrato</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	3,81a	± 1,18	4,72a	± 2,15	7,82a	± 2,03
<b>Fosfatos</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	0,08a	± 0,01	0,11b	± 0,02	0,10ab	± 0,01
<b>Ca</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	0,04a	± 0,00	0,05a	± 0,01	0,07b	± 0,01
<b>Mg</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	0,07a	± 0,01	0,11b	± 0,01	0,11b	± 0,01
<b>K</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	8,24a	± 0,83	8,92a	± 0,72	8,53a	± 0,72
<b>Na</b>	<b>g.L<sup>-1</sup></b>	2,95a	± 0,01	3,12b	± 0,26	3,33b	± 0,01

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica. Letras distintas entre columnas de una misma fila indican diferencias significativas ( $P\leq 0,05$ ).

#### 4.2.2. Características de los sustratos formulados

Cada uno de los compost se mezcló en una proporción de 20, 50 y 80% con un sustrato de referencia (SR). Cuando se estudiaron las características físicas de cada una de las mezclas obtenidas y las del SR, se halló que los valores de densidad oscilaron entre 0,15 y 0,76 g.cm<sup>-3</sup>. La densidad de todas las mezclas que contienen compost se diferenció significativamente de la del sustrato de referencia. Cuanto mayor es el porcentaje de compost utilizado, mayor es la densidad aparente del sustrato (Tabla 19). Las estrategias operativas utilizadas durante el compostaje incidieron sobre las propiedades de los sustratos. Las mezclas que contienen AF y AN tienen menor densidad aparente, diferenciándose significativamente de las que poseen AM en igual porcentaje.

El EPT de todos los sustratos con compost fue significativamente menor que el correspondiente a la mezcla de turba y perlita (SR) (Tabla 19). Esta variable y los PA tendieron a disminuir al aumentar las proporciones de compost utilizado en la mezcla. El EPT de todas las mezclas que contienen 20% de compost superó el 80% y no se diferenciaron estadísticamente entre sí. Cuando se utilizó 50% de compost en la formulación de sustratos, las mezclas con AF y AN tuvieron mayor porcentaje de EPT, diferenciándose de las mezclas que contienen igual porcentaje de AM. Cuando se empleó 80% de compost, el sustrato que posee AF presentó el valor más alto de EPT y no se diferenció de la mezcla que contiene AM al 50%.

Aquellos sustratos que poseen AF presentaron mayor porcentaje de PA que las mezclas con AM y AN. Las mezclas con AF en un 50% o 20% tuvieron los valores más altos para esta variable, no diferenciándose del resto de las mezclas que contienen 20% de compost y del sustrato constituido a partir de turba y perlita (Tabla 19). Las mezclas que tienen 80% de compost mostraron una disminución en el porcentaje de poros con aire, denotándose más aún cuando se utilizó AM y AN.

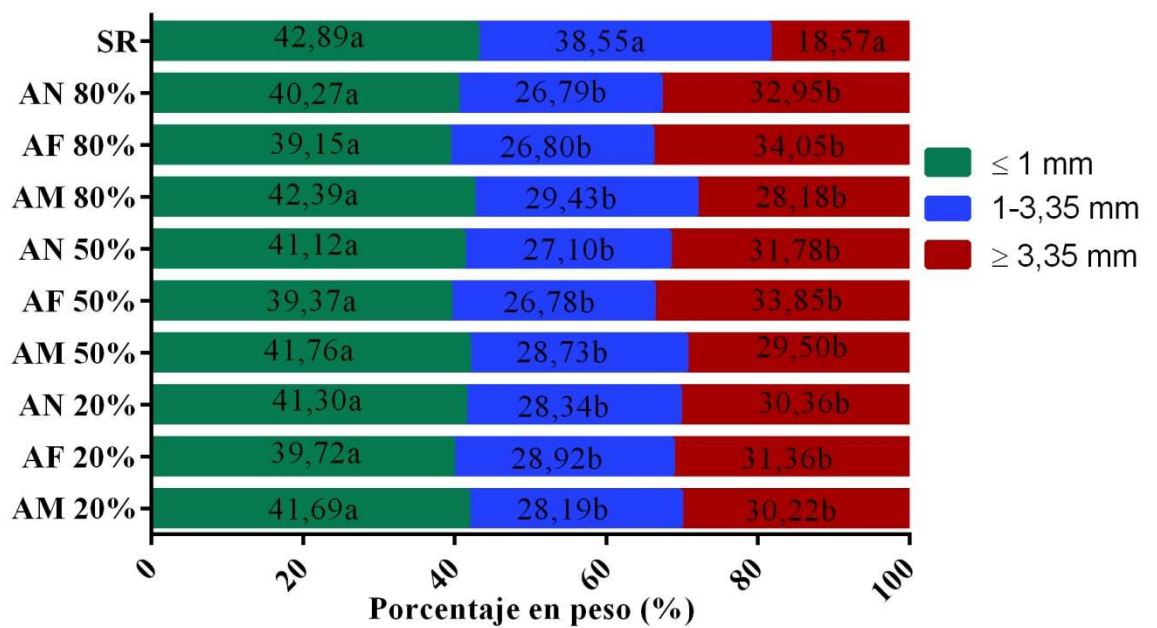
Todos los sustratos que tienen igual tipo de compost no se diferenciaron estadísticamente en el CRA, independientemente del porcentaje que contengan. Las mezclas que poseen AN son las que denotaron mayor CRA, diferenciándose de todos los sustratos que contienen AF, que son los que presentan los menores valores para esta variable.

**Tabla 19.** *Propiedades físicas de los sustratos elaborados*

Sustrato	Dap	EPT	PA	CRA
	(g.cm <sup>-3</sup> )	%	%	%
AM 20%	0,41a ± 0,01	82,74ab ± 0,60	35,88abc ± 0,31	46,86abc ± 0,09
AF 20%	0,32b ± 0,02	84,93a ± 0,99	40,49bc ± 1,66	44,11abd ± 0,78
AN 20%	0,37c ± 0,01	83,83ab ± 1,47	35,10abc ± 1,16	48,74c ± 0,50
AM 50%	0,68d ± 0,01	75,74c ± 1,09	28,58de ± 2,07	47,16abc ± 1,00
AF 50%	0,51e ± 0,02	81,04bd ± 0,07	38,25bc ± 1,38	42,45d ± 0,95
AN 50%	0,53e ± 0,07	79,14d ± 1,07	28,45de ± 4,21	50,69c ± 3,33
AM 80%	0,76f ± 0,03	70,90e ± 0,67	24,05d ± 2,50	46,86abc ± 1,13
AF 80%	0,65d ± 0,02	74,34c ± 1,24	30,50ae ± 1,57	43,84ad ± 1,26
AN 80%	0,66d ± 0,03	73,55ce ± 1,84	24,92de ± 1,58	48,64bc ± 0,55
SR	0,15g ± 0,01	90,98f ± 0,40	41,32c ± 1,55	49,66c ± 1,23

Letras distintas entre columnas de una misma fila indican diferencias significativas. Dap, densidad aparente; EPT: espacio poroso total; CRA: contenido relativo de agua; PA: poros con agua. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural, SR: sustrato de referencia. El valor del porcentaje indica la cantidad de ese compost utilizado en la mezcla. Cada uno de los sustratos se completó con el SR compuesto por Turba 80% y Perlita 20% para alcanzar el 100%.

Se realizó el análisis granulométrico para determinar la cantidad de material, expresado como porcentaje en peso, retenido en cada una de las fracciones estudiadas (Figura 19). El mayor porcentaje de partículas de todas las mezclas se encontró en la fracción menor a un milímetro, sin diferenciarse entre los sustratos. El sustrato a base de turba tuvo mayor porcentaje de partículas entre 1 y 3,5 mm, diferenciándose de todas las mezclas que contienen compost. Para la fracción granulométricas >3,35 mm, todos los sustratos que contienen compost presentaron mayor porcentaje y se diferenciaron significativamente del sustrato con turba y perlita. Si bien no hay diferencias significativas entre las mezclas con compost, se observó que el porcentaje de partículas mayores a 3,5 mm se incrementó en las mezclas que contienen AF.



**Figura 19.** Fracciones granulométricas de cada uno de los sustratos formulados.

Letras distintas entre barras de un mismo color indican diferencias significativas. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural, SR: sustrato de referencia. El valor del porcentaje indica la cantidad de ese compost utilizado en la mezcla. Cada uno de los sustratos se completó con el sustrato de referencia, una mezcla de Turba 80% y perlita 20% para alcanzar el 100%.

Cuando se evaluaron las características físico-químicas de las mezclas elaboradas se halló que la incorporación de compost incrementó pH y CE. El pH no se diferenció significativamente entre las mezclas que contienen igual porcentaje de compost, pero sí varió entre los sustratos que contienen diferente cantidad de compost (Tabla 20).

Por el contrario, la CE de las muestras que contienen mayores dosis de compost fue diferente en función del tipo de material utilizado. A las proporciones de 50% y 80% de compost los sustratos que contienen AM presentaron menor CE y se diferenciaron significativamente de los que contienen AF y AN en igual proporción. Cuando la dosis de compost utilizada fue baja estas variaciones no se evidenciaron: la CE de los tres sustratos que contienen compost al 20% no se diferenció significativamente entre sí.

Dentro de las mezclas, el contenido de nitratos siempre fue mayor en los sustratos que contienen AN, diferenciándose de los que tienen AM en igual porcentaje. El contenido de fosfatos fue significativamente menor en el sustrato que contiene turba y perlita, y mostró incrementos a medida que aumentó el contenido de compost, siendo mayor en las mezclas que contienen AF y AN en un 80%. Los sustratos presentaron valores de materia orgánica que

fluctuaron entre 16,17 y 40,62% (Tabla 20), a igual porcentaje de compost, las mezclas que poseen AN y AF tuvieron los valores más altos para esta variable.

**Tabla 20.** Principales características físico-químicas y químicas de los sustratos formulados

Sustrato	pH	CE	Fosfatos	Nitratos	MO
		(dS.m <sup>-1</sup> )	(g.L <sup>-1</sup> )	(g.L <sup>-1</sup> )	%
AM 20%	5,30a ± 0,04	1,31a ± 0,01	0,21a ± 0,01	4,36a ± 0,10	27,37a ± 0,75
AF 20%	5,41a ± 0,07	1,52ab ± 0,22	0,22a ± 0,03	4,84a ± 0,11	40,62b ± 1,29
AN 20%	5,48a ± 0,03	1,55abc ± 0,25	0,23a ± 0,01	6,62b ± 0,41	35,13c ± 1,08
AM 50%	6,34b ± 0,08	1,40a ± 0,10	0,23a ± 0,01	4,36a ± 0,11	17,65d ± 0,10
AF 50%	6,19b ± 0,08	2,07cd ± 0,18	0,27b ± 0,01	4,93a ± 0,13	24,18e ± 0,04
AN 50%	6,22b ± 0,09	1,78bcd ± 0,14	0,28b ± 0,02	8,74c ± 0,51	23,89e ± 0,08
AM 80%	6,77c ± 0,05	1,50a ± 0,07	0,27b ± 0,02	4,81a ± 0,23	16,17d ± 0,13
AF 80%	6,81c ± 0,10	2,12d ± 0,35	0,33c ± 0,01	6,54b ± 0,10	20,19f ± 0,08
AN 80%	6,88c ± 0,04	2,13bcd ± 0,12	0,34c ± 0,02	8,66c ± 0,41	20,35f ± 0,10
SR	5,00d ± 0,03	0,24e ± 0,14	0,04d ± 0,01	6,30a ± 0,20	79,15g ± 0,01

Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas. CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural, SR: sustrato de referencia. El número de cada sustrato indica el porcentaje de ese tipo de compost utilizado en la mezcla, cada una de a mezclas se completó con el SR, una mezcla de turba 80% y perlita 20%, para alcanzar el 100%.

Las principales concentraciones de cationes en los sustratos con compost fueron más altas que las de la turba (Tabla 21). Excepto para magnesio, el contenido de cationes del sustrato a base de turba fue significativamente menor que el de todas las mezclas que contenían compost. El contenido de Ca, Na y K es mayor cuando se incrementó el uso de compost en la formulación de los sustratos. Todas las mezclas con 20% de compost se diferenciaron significativamente de las que tenían 80% de compost para todos los elementos estudiados. A igual porcentaje de compost utilizado, el contenido de la mayoría de los cationes fue mayor en aquellas mezclas que contienen AN.

**Tabla 21.** Contenido de los principales cationes en los sustratos formulados

Sustrato	Calcio			Magnesio			Potasio			Sodio		
	(g.L <sup>-1</sup> )			(g.L <sup>-1</sup> )			(g.L <sup>-1</sup> )			(g.L <sup>-1</sup> )		
AM 20%	0,09a	±	0,00	0,05 <sup>a</sup>	±	0,02	2,48a	±	0,18	0,86a	±	0,07
AF 20%	0,09a	±	0,01	0,07b	±	0,00	2,48a	±	0,03	1,05b	±	0,03
AN 20%	0,07b	±	0,00	0,07b	±	0,00	2,72a	±	0,06	1,03b	±	0,02
AM 50%	0,11cd	±	0,01	0,12c	±	0,01	5,73bc	±	0,33	1,49c	±	0,10
AF 50%	0,12c	±	0,00	0,12c	±	0,00	5,57b	±	0,28	1,49c	±	0,04
AN 50%	0,11c	±	0,01	0,10d	±	0,01	7,94d	±	0,43	1,64c	±	0,08
AM 80%	0,15e	±	0,01	0,17e	±	0,01	7,10de	±	0,47	1,80d	±	0,13
AF 80%	0,17f	±	0,01	0,19ef	±	0,00	6,57ce	±	0,10	2,02d	±	0,08
AN 80%	0,19f	±	0,00	0,18f	±	0,01	9,40f	±	0,43	2,04d	±	0,10
SR	0,02g	±	0,01	0,12cd	±	0,00	0,03g	±	0,01	0,03e	±	0,01

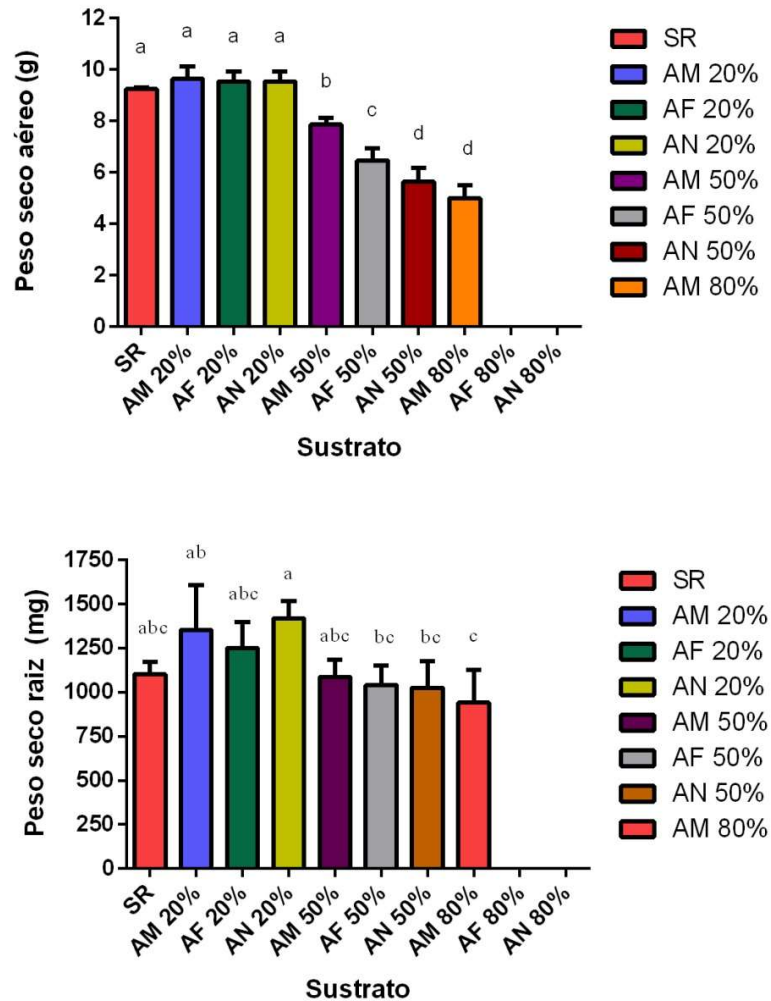
Letras distintas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural SR: sustrato de referencia. El número indica el porcentaje de ese tipo de compost utilizado en el sustrato. Cada una de a mezclas se completó con: una mezcla de turba 80% y perlita 20%, para alcanzar el 100%.

#### 4.2.3. Efectos de los sustratos sobre el crecimiento de una especie vegetal

Al evaluar el efecto de las distintas mezclas sobre el crecimiento de una especie vegetal, se observó que cuando se incrementó el volumen de compost utilizado en las mezclas se produjo una disminución del peso seco aéreo de los plantines de petunia (*Petunia hybrida*). Para esta variable, los valores fueron más elevados en aquellos sustratos que contenían 20% de compost, no habiendo diferencias significativas entre los distintos tipos, ni con el sustrato a base de turba (Figura 20). Cuando el compost se utilizó en mayores porcentajes, el peso seco aéreo disminuyó y se observaron diferencias de acuerdo a la estrategia de aireación utilizada durante el tratamiento de compostaje. Las mezclas que poseían compost en 50% mostraron mayores valores cuando se utilizó AM en la composición, diferenciándose significativamente de los sustratos que poseen igual porcentaje de otros compost. Los plantines de petunia desarrollados en los sustratos con 80% de AN y AF murieron a los 14 días después del trasplante.

Para la variable peso seco de raíz se observaron menos diferencias entre los sustratos, comparado con el peso seco aéreo. El sustrato AN 20% presentó el mayor valor, no

diferenciando con el peso seco de raíz de los otros sustratos que contenían 20% de compost, ni con el sustrato a base de turba y perlita. Las mezclas que contienen 50% de compost no se diferenciaron de los sustratos que contienen 20% de AM y AF, ni del sustrato a base de turba. El menor valor se registró en el sustrato que contenía 80% de compost, diferenciándose de los formulados con 20% de AM y AN.



**Figura 20.** *Peso seco aéreo y de raíz en Petunia (Petunia hybrida).* Letras distintas entre barras indican diferencias significativas. AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural. El número de cada sustrato indica el porcentaje de ese tipo de compost utilizado en la mezcla, el resto se completó con el SR para alcanzar el 100%.

La altura de la planta, el número de flores y el nivel de clorofila también mostraron un patrón de disminución con proporciones crecientes de compost. Para las variables número de flores y clorofila no se observaron diferencias entre las mezclas que contienen 20% de compost

y el sustrato a base de turba (Tabla 22). Para la altura de la planta, la mezcla AN 20% mostró el mayor valor, no diferenciándose del sustrato que no contiene compost, pero sí de las mezclas con 20% de AF y AM. Cuando se utilizó 50% de compost, las tres mezclas denotaron menor altura de planta, diferenciándose de los sustratos que contenían 20% de AF y AN, y del sustrato a base de turba. El contenido de clorofila fue menor en el tratamiento AN 50%, denotando un disminución de 39% respecto al sustrato con mayor valor (AM 20%).

**Tabla 22.** *Altura, número de flores y contenido de clorofila en Petunia hybrida*

Sustratos	Altura (cm)	Nº de flores	Clorofila (m.g <sup>-1</sup> )
AM 20%	11,13bc ± 0,43	8,19a ± 1,06	1,34a ± 0,25
AF 20%	11,25b ± 0,57	8,19a ± 1,20	1,31a ± 0,25
AN 20%	12,79a ± 0,57	8,06a ± 1,02	1,19ab ± 0,38
AM 50%	9,63d ± 0,77	7,44a ± 0,80	1,12ab ± 0,11
AF 50%	9,78cd ± 0,58	5,88ab ± 0,66	1,02ab ± 0,10
AN 50%	8,63d ± 0,77	3,31c ± 0,66	0,82b ± 0,29
AM 80%	8,94d ± 1,10	4,19bc ± 1,44	0,89ab ± 0,11
SR(Tu80+Pe20%)	11,63ab ± 0,32	5,88ab ± 1,00	1,31a ± 0,26

Letras distintas indican diferencias significativas por tratamiento. AM, aireación mecánica; AF, aireación forzada; AN, aireación natural. El número de cada sustrato indica el porcentaje de ese tipo de compost en la mezcla, el resto se completó con SR para alcanzar el 100%; Tu, turba, Pe, perlita.

### 4.3. Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje

Las distintas alternativas de tratamiento fueron evaluadas ambientalmente, para reconocer y cuantificar los impactos potenciales que cada técnica generaría.

#### 4.3.1. Inventario de los tres sistemas de compostaje

En la Tabla 3.3.1 se presentan los consumos de materias primas y energía, junto con las emisiones directas a la atmósfera, para el compostaje de una tonelada de RCP mediante tres sistemas distintos, los cuales permiten tratar los residuos y obtener cierta cantidad de compost, que puede sustituir parcialmente a la turba.

Las entradas previas al tratamiento son las asociadas a la recolección y transporte de los residuos, desde el sitio de generación a la playa de compostaje, y es igual para los tres sistemas evaluados. Durante el tratamiento y estabilización, el sistema AM se caracterizó por tener como flujo de entrada el gasoil consumido para la remoción semanal del material. El compostaje con

AF en cambio, presentó un mayor consumo de electricidad debido a la inyección de aire diaria que se produce mediante el soplador colocado en un extremo de la pila (Tabla 23). Tanto este sistema, como el AM, posee un método de aireación activa que consume energía y genera mayores emisiones de amoníaco y óxido nitroso durante el procesamiento. El compostaje con AN tiene menos flujos de entrada debido a que no requiere energía para la aireación del material (Tabla 23). Los únicos ingresos durante el tratamiento corresponden a la energía y agua consumida para el riego. Las diferencias en el consumo de agua se deben al riego adicional que se realizó durante el volteo mediante un tanque adicionado a la volteadora de compost, que permitió aplicar agua en el interior de las pilas mientras se remueve el material.

Según lo analizado en la investigación a campo, los tres sistemas con estos insumos permiten alcanzar la madurez, estabilidad e higienización del material. Sin embargo, la cantidad de producto final generado es diferente, siendo mayor la cantidad de litros de compost obtenidos en los sistemas con AF y AN.

**Tabla 23.** *Flujos de entrada y salida en los tres sistemas de compostaje*

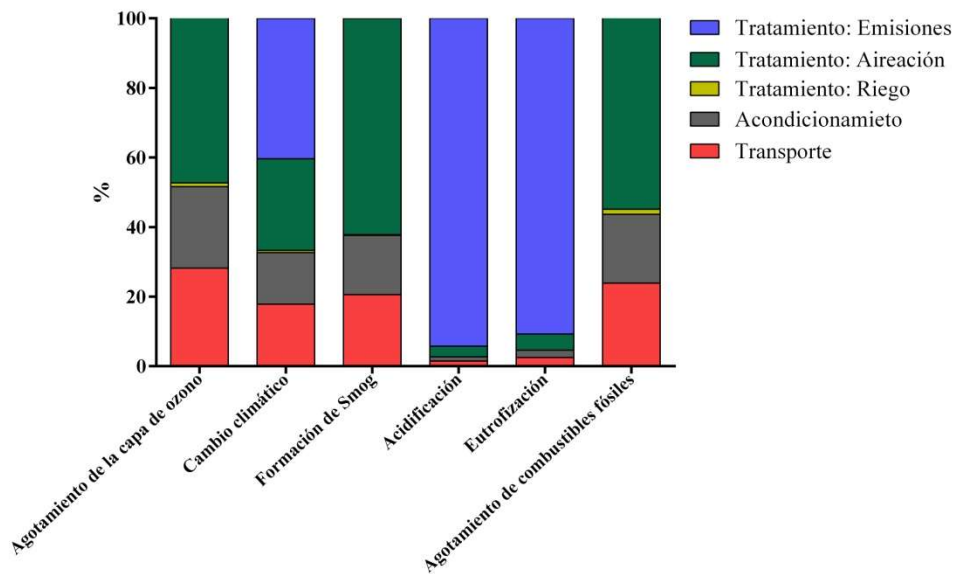
Unidad Funcional: Una tonelada de residuos de cama profunda						
Etapa	Actividad	Elemento	Unidad	Sistema de compostaje		
				AM	AF	AN
<i>Entradas</i>						

Recolección de RCP	Transporte	Gasoil	L	1,96	1,96	1,96
Acondicionamiento y construcción	Homogenización y construcción de las pilas	Gasoil	L	1,60	1,60	1,60
Tratamiento y estabilización	Aireación	Electricidad	Kw	-	160	-
		Combustible	L	5,76	-	-
	Riego	Electricidad	kW	0,87	0,87	0,87
		Agua	L	9.600	8.596	8.596
<i>Salidas</i>						
Tratamiento y estabilización	Emisión de CH <sub>4</sub>	CH <sub>4</sub>	G	414	207	1.656
	Emisión de NH <sub>3</sub>	NH <sub>3</sub>	G	3.354	4.813	2.178
	Emisión de N <sub>2</sub> O	N <sub>2</sub> O	G	73	44	36
	Producción de compost	Compost	L	649	927	909

AM: aireación mecánica; AF: aireación forzada; AN: aireación natural

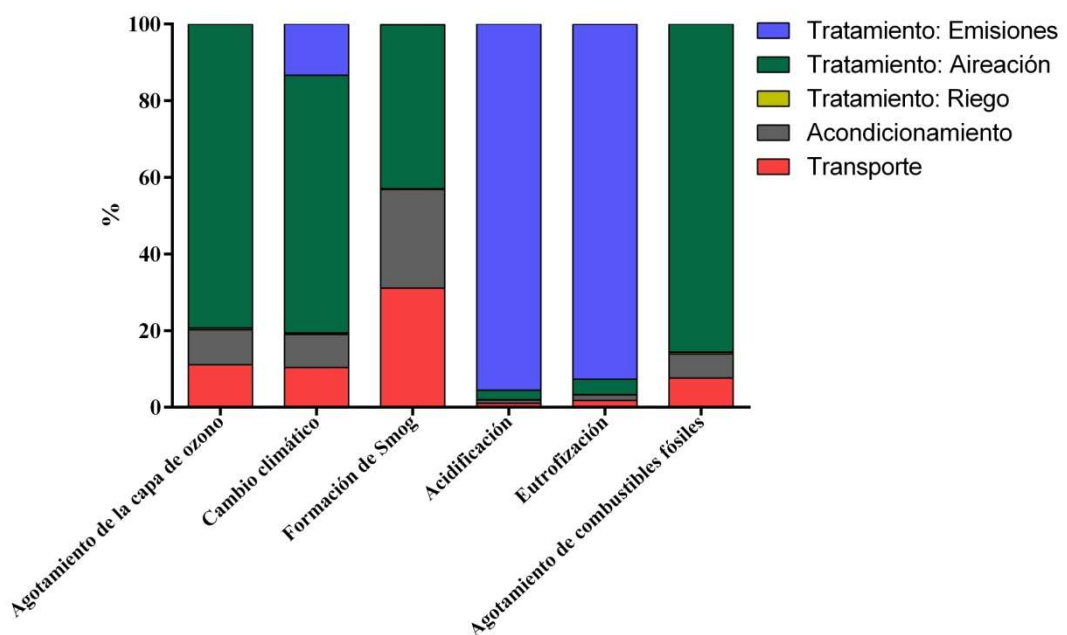
#### 4.3.2. Evaluación de impacto ambiental e interpretación de resultados

En relación a lo expuesto en 4.3.1 se presentan los perfiles ambientales de las tres tecnologías de compostaje. Las contribuciones al impacto total del compostaje con AM se presentan en la Figura 21. Se observó que la etapa de tratamiento, que incluye aireación, riego y las emisiones propias del proceso, fue la que más contribuyó a todas las categorías de impacto, representando entre 48 y 97% del impacto total, dependiendo de la categoría estudiada. La contribución de las emisiones gaseosas fue mayor en las categorías de acidificación (90%) y eutrofización (90%). Los impactos ambientales asociados al resto de las categorías evaluadas estuvieron explicados en mayor medida por la aireación durante el tratamiento. El uso de combustible para la remoción mecánica del material contribuyó en más de 45% para la formación de smog, y agotamiento de combustibles fósiles. Dentro de la etapa del tratamiento, el riego es la actividad que menos contribuyó al impacto potencial total de este sistema. Los efectos asociados al transporte y acondicionamiento, contribuyen en un bajo porcentaje, menor a 40%, para la mayoría de las categorías.



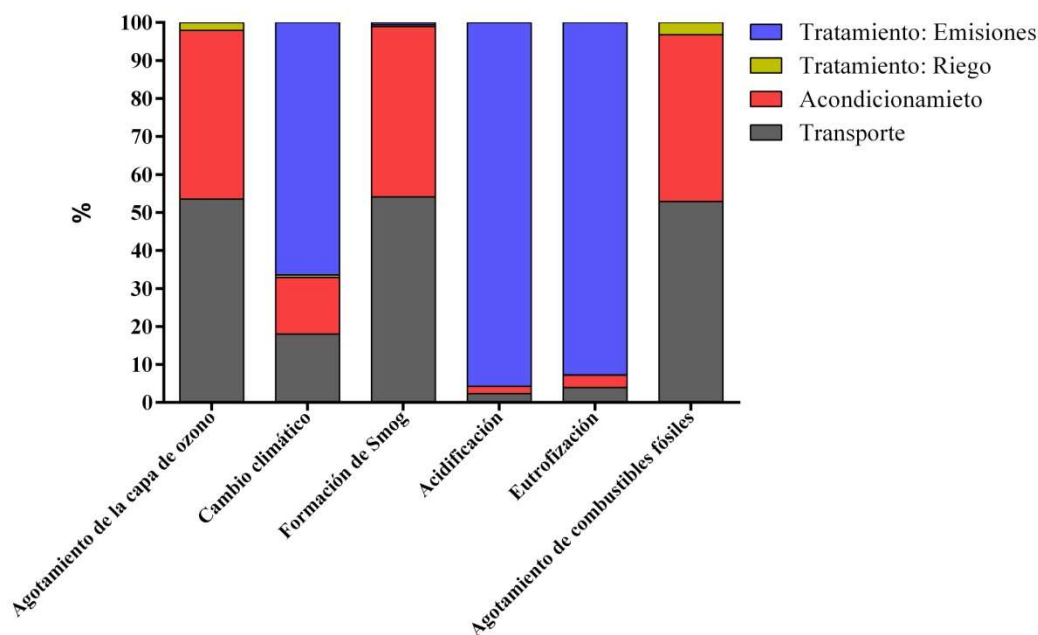
**Figura 21.** Perfil medioambiental del proceso de compostaje con aireación mecánica

El perfil medioambiental del compost con AF demuestra que el proceso de tratamiento es el que más contribuyó a la mayoría de las categorías de impacto (Figura 22). Dentro de este proceso, la aireación contribuyó en más de 60% al agotamiento de la capa de ozono, cambio climático, y agotamiento de combustibles fósiles. Las emisiones gaseosas contribuyeron en gran medida a las categorías de eutrofización y acidificación. El transporte y el acondicionamiento fueron las etapas que menos contribuyeron a todas las categorías estudiadas.



**Figura 22.** Perfil medioambiental de proceso de compostaje con aireación forzada

La Figura 23 muestra la contribución de las etapas asociadas al compostaje con AN a cada categoría de impacto ambiental considerada. Este es un proceso que no demanda energía para impulsar un sistema de aireación activa y eso refleja que el módulo de aireación no contribuye a ninguna categoría de impacto. En este caso, el tratamiento estuvo compuesto por el riego y las emisiones propias del sistema, que tienen mayor importancia relativa en las categorías acidificación, eutrofización y calentamiento global. El transporte y acondicionamiento del material son las etapas que produjeron el mayor impacto relativo en las categorías agotamiento de la capa de ozono, formación de *smog* y agotamiento de combustible fósiles, no siendo significativo para estas categorías el aporte del tratamiento.



**Figura 23.** Perfil medioambiental del proceso de compostaje con aireación natural

En la Tabla 24 se presentan los valores de los impactos potenciales para cada categoría en cada técnica de compostaje. Se observó que el compostaje con AF es el proceso que más impacto potencial provocaría, cuando se comparó con el compost con AM y AN, para la mayoría de las categorías de impacto analizadas. Cuando se comparan las dos técnicas de compostaje que utilizan un sistema de aireación activa, se observó que únicamente para la categoría formación de smog el compostaje con AM tiene mayor impacto potencial que el compostaje con AF.

El sistema con AN es la técnica que menos impacto ambiental potencial generó en la totalidad de las categorías evaluadas, permitió reducir entre 42% y 85% los impactos potenciales ambientales en comparación con el compostaje con AF. Las diferencias más importantes se encontraron en las categorías: agotamiento de la capa de ozono, y agotamiento de combustibles. Los principales impactos potenciales asociados a las emisiones, eutrofización y acidificación se redujeron en 55% cuando no se aplicó un sistema de aireación activa.

**Tabla 24.** *Contribución absoluta de cada proceso de compostaje a cada categoría de impacto*

<b>Categoría</b>	<b>Unidad</b>	<b>AM</b>	<b>AF</b>	<b>AN</b>
<b>Agotamiento capa de ozono</b>	kg CFC -11 eq	7,30E-06	1,86E-05	3,85E-06
<b>Cambio climático</b>	kg CO <sub>2</sub> eq	79,20	136,10	78,60
<b>Formación de Smog</b>	kg O <sub>3</sub> eq	9,81	6,48	3,73
<b>Acidificación</b>	kg SO <sub>2</sub> eq	6,69	9,47	4,28
<b>Eutrofización</b>	kg N eq	0,44	0,62	0,28
<b>Agotamiento de combustibles</b>	MJ surplus	78,50	246,10	35,40

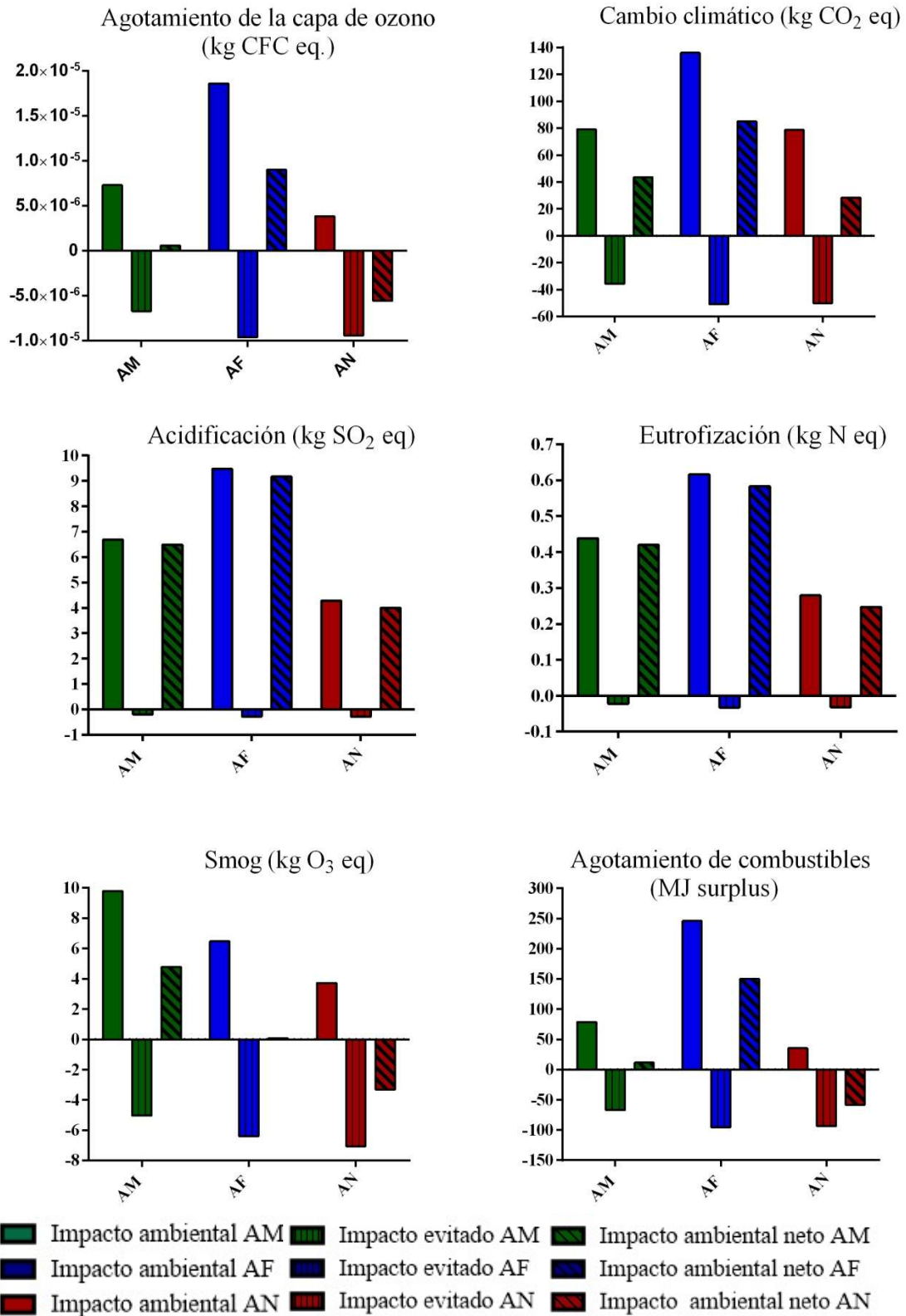
AM: aireación mecánica, AF: aireación forzada, AN: aireación natural.

#### **4.3.3. Desempeño ambiental considerando impactos evitados**

Con el propósito de complementar el análisis ambiental, en la Figura 24 se muestran los resultados ambientales de cada técnica de compostaje, considerando los impactos potenciales evitados por sustituir parcialmente el uso de la turba y perlita, al utilizar el compost como componentes de sustratos. Los mayores impactos potenciales de la turba están asociados al transporte del material desde la zona de extracción al sitio de formulación y uso. Para todas las categorías, los valores de los impactos potenciales evitados son mayores para el sistema de compostaje con AF, respecto de AM y AN, debido a que esta técnica permitió generar más volumen de compost. No obstante, aun considerando los impactos potenciales evitados, el

compostaje AF es el que genera mayor impacto potencial neto en la mayoría de las categorías estudiadas.

Las mayores reducciones en los impactos potenciales se dan para las categorías agotamiento de combustibles fósiles, agotamiento de la capa de ozono y formación de smog. Para estas categorías los impactos potenciales evitados por el reemplazo de la turba fueron mayores que los impactos potenciales generados por el compostaje con aireación natural, lo que demuestra que esta técnica puede generar ganancias ambientales netas.



**Figura 24.** Impactos de cada sistema de compostaje, considerando los impactos evitados por sustituir a la turba.

AM: aireación mecánica, AF: aireación forzada, AN: aireación natural

#### 4.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje

El análisis económico mostró variaciones en los costos de los distintos sistemas de compostaje. Los costos fijos y de inversión son mayores en el compostaje AM. Este sistema de tratamiento requiere mayor área de impermeabilización, la adquisición de maquinaria específica y mayor mano de obra para realizar los volteos de las pilas. La utilización de la removedora de compost implica una importante inversión inicial, mayor que los aireadores para AF, y un incremento en el espacio destinado a la playa de compostaje, ya que debe facilitarse el pasaje del tractor y la maquinaria entre las pilas. Estos son los principales factores que determinan los mayores costos de inversión en el compostaje con AM.

Los costos operativos están constituidos principalmente por el consumo energético para la aireación del material, y a diferencia de los costos fijos y de inversión son mayores en el sistema con AF.

El sistema de aireación natural se caracterizó por una menor inversión y costos operativos para el compostaje de los RCP

**Tabla 25.** *Inversión y costos de cada sistema de compostaje*

<b>Inversión</b>	<b>AM</b>	<b>AF</b>	<b>AN</b>
Impermeabilización	\$533.333	\$320.000	\$320.000
Recolección y acondicionamiento de RCP	\$279.042	\$280.022	\$280.022
Aireación RCP	\$531.512	\$250.000	\$0
Riego	\$99.580	\$99.580	\$99.580
<b>Total</b>	<b>\$1.414.515</b>	<b>\$949.602</b>	<b>\$699.602</b>
<b>Costos fijos</b>	<b>AM</b>	<b>AF</b>	<b>AN</b>
<b>NO EFECTIVOS</b>			
Amortización impermeabilización	\$13.333	\$8.000	\$8.000
Amortización recolección y acondicionamiento RCP	\$19.376	\$19.474	\$19.474
Amortización aireación RCP	\$41.672	\$16.666	\$0
Amortización riego	\$6.638	\$6.638	\$6.638
<b>EFECTIVOS</b>			
Mano de obra	\$28.466	\$25.481	\$25.481,24
<b>Total</b>	<b>\$142.476</b>	<b>\$76.261</b>	<b>\$59.594,44</b>
<b>Costos de gestión (\$·Tn<sup>-1</sup>)</b>	<b>AM</b>	<b>AF</b>	<b>AN</b>
Recolección y acondicionamiento de RCP	\$149	\$149	\$149,52
Aireación	\$242	\$1.380	\$0
Riego	\$7	\$7	\$7
<b>Total</b>	<b>\$398</b>	<b>\$1537</b>	<b>\$157</b>

AM: aireación mecánica, AF: aireación forzada, AN: aireación natural

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1. Evaluación del proceso de compostaje

#### 5.1.1. Características de los residuos de un sistema de cama profunda

La caracterización del material inicial, puso en evidencia la necesidad de realizar algún tipo de tratamiento que permita el saneamiento y valorización de los residuos generados. Su utilización o disposición final sin tratar, podría generar potenciales efectos negativos sobre el ambiente, la salud humana y los cultivos. La contaminación de los recursos hídricos y el suelo, la proliferación de plagas sinantrópicas, la generación de malos olores y la inhibición de la germinación y el desarrollo de especies vegetales, serían algunos de los impactos que acarrearía el mal uso de estos residuos (Burkholder et al., 2006; Larney y Hao, 2007; Ziemer et al., 2010).

La fitotoxicidad es uno de los criterios más importantes a tener en cuenta a la hora de definir el tratamiento y/o disposición final de los residuos pecuarios (Tiquia, 2010). Los resultados de este estudio coinciden con los hallados por Tam y Tiquia (1994), quienes encontraron que al momento de la extracción los RCP generan inhibición en la germinación y en la elongación de las raíces de distintas especies vegetales. Esto puede deberse a varios factores, como elevada actividad microbiana, alta concentración de amonio, o la presencia de metales pesados, ácidos orgánicos, sales minerales u otros compuestos fitotóxicos (Wong et al., 1983; Tam y Tiquia 1994; Tiquia et al., 1996b; Munzuroglu y Geckil, 2002). Dado que los ETPR presentes en los RCP estuvieron por debajo de los valores críticos establecidos, el efecto fitotóxico puede atribuirse a los elevados valores de CE y amonio. Además, la alta actividad biológica del material, que no se encontraba estabilizado, indicó que el proceso de descomposición estaba activo y podría generar metabolitos tóxicos para las plantas (Zucconi et al., 1985).

Para medir el consumo de oxígeno, e indirectamente la actividad biológica del material, se utilizó el índice respirométrico estático. Valores menores a  $0,5 \text{ mg de O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$  indican que el material se encuentra estable. Los residuos extraídos del túnel de viento presentaron un elevado valor para esta variable ( $1,87 \text{ mg de O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MO} \cdot \text{h}^{-1}$ ), lo que se asocia a la presencia de materia orgánica lábil, que puede sostener una alta actividad microbiana. Estos resultados coinciden con lo hallado en la caracterización de otros residuos pecuarios, donde los indicadores de estabilidad se encontraron por encima del valor recomendado para su utilización como enmienda orgánica o componentes de sustratos (Wang et al., 2004; Gómez-Brandón et al., 2008; Rizzo et al., 2013; Young et al., 2016).

Al momento que los residuos se retiraron de las instalaciones, el nivel de coliformes fecales se encontraba por encima del umbral establecido por la norma nacional. Los resultados obtenidos coinciden con los hallados por Tiquia y Tam (2000) cuando evaluaron los mismos residuos pecuarios y también confirmaron que el estiércol contiene patógenos que representan un riesgo para la salud humana y animal. Esto indicaría que el proceso de degradación ocurrido dentro de las instalaciones productivas no permitiría alcanzar las temperaturas termófilas para la higienización del material (Richard y Smits, 1998; Honeyman et al., 2001; Campiño-Espinosa y Ocampo-Durán, 2007; Zhang et al., 2016), por lo que para reducir la propagación de enfermedades debe incluirse un sistema de tratamiento que permita reducir la concentración de estos microorganismos (Bernal et al., 2017). El calentamiento del material, logrado durante el compostaje, es un método ampliamente aceptado para inactivar patógenos, el cual está incluido en los esquemas de saneamiento y en las reglamentaciones vinculadas a la gestión de residuos orgánicos (Mitscherlich y Marth, 1984).

En este experimento no se detectó la presencia de *Salmonella* sp. o de huevos de helmintos en la caracterización del material retirado del SCP. En contraste a estos resultados, Tiquia y Tam (1998) hallaron estos patógenos en el material inicial, logrando su desinfección durante el compostaje. Algunos factores de manejo tienen influencia directa sobre los niveles de infección de estos microorganismos y pueden explicar su ausencia en los residuos evaluados, como ser el uso de antihelmínticos, el tipo de instalaciones, la higiene realizada, la asistencia veterinaria y las medidas de bioseguridad aplicadas en el SCP, (Nosal y Eckert, 2005; Zumbado et al., 2009; OIE, 2018).

La cantidad de materia orgánica hallada en los RCP de esta investigación, es comparable con los rangos reportados por Tiquia et al. (2002) para una mezcla de rastrojo de maíz y estiércol porcino proveniente de un SCP. En contraste, Cruz y Almaguel (2013) halló valores superiores para RCP constituidos por heno de trigo y estiércol animal. Esto puede deberse a que en dicho estudio los animales permanecieron durante más tiempo dentro de las instalaciones productivas y se reutilizó parte de la cama para más de una crianza, lo que parece demostrar que las características del sistema productivo y las diferentes estrategias de manejo influirían sobre el contenido de materia orgánica de los residuos pecuarios.

Los valores de Nt en los RCP fueron menores a los encontrados por Tiquia et al. (2002), esto puede ser explicado por la baja densidad de animales (2,9 m<sup>2</sup> por animal) registrada durante el engorde ya que, como demostró Uicab-Brito (2004) el Nt en los residuos de un SCP es mayor cuando más alta es la densidad de animales durante el engorde. Con valores de densidad de 2,5 m<sup>2</sup> por animal, Zhang et al. (2016) encontraron valores de Nt similares a los hallados en este

estudio, mientras que densidades mayores (1 m<sup>2</sup> por animal) reflejaron un incremento en el contenido de este nutriente (Tiquia et al., 2002). Estas diferencias de manejo también pueden explicar el menor contenido de amonio respecto a los valores encontrados en otros SCP (Tiquia et al., 1997; Huang et al., 2004; Stanzo et al., 2007).

Los altos valores de CE y pH coincidieron con los obtenidos para diversos residuos pecuarios (Rizzo et al., 2013; Young et al., 2016; Tiquia et al., 2002). Típicamente estos materiales contienen mucho carbono inorgánico y calcio, presentando valores de pH por encima de siete, diferenciándose de algunos residuos de la industria alimentaria que poseen un pH ácido (Bernal et al., 2017).

Las normas nacionales no establecen valores de referencia para densidad aparente, los valores hallados en este estudio son menores a los reportados para otros residuos pecuarios (Troy et al., 2012; Rizzo et al., 2013; Nolan et al., 2011; Young et al., 2016). El heno de gramíneas utilizado como cama durante la etapa desarrollo-terminación de la producción porcina en los túneles de viento, la baja densidad animal y la extracción del material en cada ciclo productivo, son factores que podrían explicar la baja densidad de los RCP.

Respecto a los ETPR, si bien todos los componentes analizados se encontraron por debajo de los límites máximos establecidos por la normativa nacional, cobre y zinc, fueron los elementos que se encontraron en mayor concentración. El estiércol de cerdo es particularmente reconocido por presentar elevados contenidos de estos metales, debido a que en la dieta se utilizan aditivos minerales que los contienen (Bolan et al., 2013), los cuales no son absorbidos durante el metabolismo (Sims y Wolf, 1994; Nicholson et al., 1999); según Hatfield et al. (1998), el cerdo excreta hasta 86% del cobre consumido en la ración. Li et al. (2007) encontraron valores de cobre y zinc más elevados en las heces de cerdos criados en sistemas confinados convencionales respecto a los hallados en esta investigación para los RCP, sin embargo los valores encontrados en ambos sistemas fueron más altos que los registrados en los residuos de otras producciones pecuarias, avícolas y de feedlot (Tiquia y Tam, 2002; Wang et al., 2016; Provoló et al., 2018). Cuando estos materiales se aplican al suelo como enmienda orgánica, también se están incorporando los ETPR que contienen (Zhang et al., 1994; Doelsch et al., 2010), los cuales se pueden acumular progresivamente generando impactos negativos sobre la disponibilidad de nutrientes, la calidad del agua y la actividad de la microflora del suelo (Kong et al., 2006).

Los alimentos también pueden contener otros elementos como cadmio, plomo, cromo, debido a su presencia en concentrados comerciales y suplementos (Li y Chen, 2005; Zhang et al., 2012), lo que puede explicar su existencia en las excretas analizadas.

Si bien la mezcla del material utilizado como cama y el estiércol parcialmente descompuesto, pueden iniciar un proceso de descomposición dentro las instalaciones productivas (Richard y Smits, 1998; Tiquia et al., 2002), las características de los RCP demuestran que, a pesar de constituir una fuente potencial de nutrientes, pueden acarrear consecuencias no deseadas para el ambiente y el crecimiento de los cultivos, por lo que requieren de un tratamiento para alcanzar la estabilización, higienización y madurez. El compostaje constituye un sistema de tratamiento que podría lograr estos objetivos y adecuarse a estos sistemas productivos (Tiquia et al., 2002; Uicab-Brito, 2004).

## **5.1.2. Caracterización de la evolución del proceso de compostaje**

### **5.1.2.1. Temperatura**

Los valores dentro del rango termofílico, registrados después del armado de las pilas, coinciden con lo hallado por Richard y Smits (1998) para el compostaje de RCP. Esto puede estar vinculado a la elevada proporción de sustancias fácilmente degradables presentes en el material a compostar (Cooperband y Middleton, 1996; Levanon y Pluda, 2002). En esta etapa, los compuestos carbonados simples son fácilmente mineralizados y metabolizados por los microorganismos, produciendo dióxido de carbono, ácidos orgánicos y calor, cuya acumulación eleva la temperatura de la pila. De acuerdo a lo evaluado por Tiquia (2000) en los SCP el proceso de biodegradación se inicia dentro de las instalaciones de producción porcina, se trata de un proceso de descomposición “*in situ*”, que puede haber influido en las elevadas temperaturas registradas desde inicio del proceso de tratamiento.

La duración de la etapa termofílica varió de acuerdo al sistema de aireación utilizado, en los tratamientos AN y AM la duración de esta etapa fue suficiente para garantizar la higienización, mientras que en AF no se alcanzaron las temperaturas necesarias para garantizar este objetivo. Mantener temperaturas por encima de 55°C por varios días consecutivos es importante para asegurar la reducción de microorganismos patógenos y el cumplimiento de los requisitos de saneamiento (Zhang y Sun, 2014). En muchos países las regulaciones proporcionan métodos indirectos para el reconocimiento de la higienización a través del requerimiento de un específico perfil de temperatura durante el proceso de estabilización de residuos biológicos (Bernal et al., 2017). La normativa nacional exige que, para los casos donde se pueda certificar el proceso de compostaje, los sistemas abiertos con volteos deben permanecer por encima de 55°C durante 15 días (SCyMA y SENASA, 2019), lo cual se cumple en AM. Para los sistemas con pilas estáticas, la norma exige temperaturas mayores o iguales a 55°C durante tres días consecutivos (SCyMA y SENASA, 2019), de acuerdo a los resultados

obtenidos en esta investigación el tratamiento AN permitió alcanzar el tiempo de higienización requerido. En contraste, la evolución de la temperatura en el sistema de compostaje con AF mostró valores más bajos e irregulares por lo que las temperaturas alcanzadas no fueron suficientes para certificar el proceso de higienización.

Las propiedades iniciales del sustrato son claves, y determinan la necesidad de aplicar un sistema de aireación activa o evaluar la posibilidad de prescindir del mismo (Beukema et al., 1983; Veeken et al., 1997). La composición inicial de los RCP, con una importante proporción de heno de cebada y sorgo, aportó una densidad y estructura adecuada, generando una permeabilidad propicia para que se produzca la convección natural de aire, que permitió el desarrollo de la actividad biológica y el aumento de la temperatura en AN. Los resultados de este estudio coinciden con los hallados por Zhu et al. (2004), quienes lograron alcanzar las temperaturas termófilas para asegurar la higienización durante el compostaje con AN de una mezcla de residuos porcinos y paja de arroz. En este sentido, las camas porcinas presentarían ventajas respecto a otros residuos pecuarios, tal es el caso de pilas de guano avícola, donde la alta densidad del material afectó la porosidad y la difusión de oxígeno, impidiendo que la temperatura se eleve por encima de los 45°C (Young et al., 2016).

El tratamiento AM fue el que presentó mayores valores de temperatura y menor contenido de humedad durante la etapa activa de compostaje. Varma y Kalamdhad (2015) observaron que había una relación inversa en el contenido de humedad y la temperatura registrada durante el proceso de estabilización y dentro de ciertos valores de humedad. En el sistema con AM fue más difícil lograr un equilibrio entre las temperaturas de higienización (>55°C) y biodegradación (45-55°C).

El sistema de compostaje AF mostró un perfil térmico muy irregular, las temperaturas de higienización no se mantuvieron el tiempo requerido por la normativa nacional, por lo que será necesario realizar todos los análisis microbiológicos para garantizar que se ha minimizado el riesgo de propagación de patógenos. De acuerdo a lo establecido por la USEPA (1993) este compost no cumple con un proceso de marcada reducción de patógenos, y a diferencia de AM y AN, se clasificaría como clase B, con menores requerimientos de temperatura ( $T \geq 40^{\circ}\text{C}$  por 5 días y  $4\text{h} \geq 55^{\circ}\text{C}$ ), pero mayores exigencia de monitoreo si se aplica al suelo. Los resultados de este estudio coinciden con los hallados para el tratamiento de algunos residuos orgánicos con un sistema con AF, donde el perfil térmico se ha diferenciado, denotando menores valores que otros sistemas de aireación (Fernandes y Sartaj, 1997; Baeta-Hall, 2005). En este estudio, esto podría deberse a que las características del material y la configuración del sistema utilizado

contribuyeron a la formación de vías preferenciales, formadas por la inyección del aire, generando un ambiente heterogéneo y una aireación excesiva, afectando la dinámica del proceso (Díaz et al., 2002). Además, en este sistema puede generarse un efecto físico por las tuberías utilizadas para la aireación, en su cercanía se puede remover el calor producido por la actividad microbiana y generar menor capacidad de aislamiento térmico (Fernandes y Sartaj, 1997).

Luego del día 40 la temperatura disminuyó gradualmente para los tres sistemas, siendo mayor este descenso en los sistemas AM y AN, indicando que la actividad microbológica y los rangos de descomposición de materia orgánica decrecieron (Turan, 2009). Hacia el final del tratamiento no se evidenciaron diferencias entre los tres sistemas de compostaje, presentándose valores de temperatura similares para las tres técnicas de aireación evaluadas.

#### **5.1.2.2. Humedad**

Las diferencias en el contenido de humedad, para los diferentes sistemas de tratamiento, se mantuvieron durante el proceso de compostaje. Los sistemas con AN y AF permitieron reducir de manera más efectiva las pérdidas de humedad, lo cual resultó beneficioso en este estudio, ya que contribuyó a mantener los valores dentro del rango establecido como óptimo (40-60 %) (Rynk, 1992) durante la mayor parte del proceso de compostaje. Sólo después de los 30 días se detectó un porcentaje de humedad levemente superior al 60% en el sistema AN asociado a elevadas precipitaciones y a la ausencia de un sistema que permita el suministro de aire y el control de esta variable, no obstante rápidamente disminuyó, evitando la generación de procesos anaeróbicos.

El volteo (AM) y las altas temperaturas registradas durante el compostaje de RCP favorecieron la evaporación de agua y el descenso de los niveles de humedad. Estos resultados coinciden con los hallados con Tiquia et al., (1998), quienes hallaron dificultades para alcanzar 50% de humedad durante el compostaje de RCP, particularmente cuando se trataba de pilas al aire libre y con volteo mecánico. El uso de materiales carbonados utilizados como cama pueden dificultar la re-humectación durante el compostaje (Storino, 2016), ya que se caracterizan por presentar elevada porosidad y gran capacidad de absorción (Harkin, 1969).

#### **5.1.2.3. Conductividad eléctrica y pH**

La disminución de la CE registrada en todos los sistemas de compostaje puede estar asociada a la pérdida de sales solubles por lixiviación y escorrentía, que puede resultar particularmente importante en sistemas abiertos, como los evaluados en esta tesis (Laos et al.,

2002; Pellejero, 2013; Rizzo et al, 2013). Los lixiviados están constituidos por el agua que se filtra a través del compost y sale por la parte inferior, mientras que el agua de escorrentía proviene de la superficie expuesta de las pilas de compostaje (Krogmann y Woyczehowki, 2000). Eghball et al (1997) analizaron el agua proveniente del compostaje de estiércol de feedlot y hallaron que contenía cantidades considerables de iones, fundamentalmente sodio y potasio. La remoción mecánica (AM) podría haber favorecido las pérdidas de sales por lixiviación y escorrentía, debido a los cambios generados en la estructura del material (Stanzo et al., 2007, Webber et al., 2011, Onwosi et al., 2017). Los resultados de este estudio coinciden con los hallados durante el compostaje de residuos avícolas, en donde los sistemas con aireación mecánica registraron mayor disminución de la CE, asociada a la mayor pérdida de sales (Stanzo et al., 2007; Isaza-Arias et al., 2009, Rizzo et al., 2013; Young et al., 2016). En estas situaciones, la impermeabilización del área es imprescindible porque evita que los lixiviados ingresen al perfil del suelo, evitando los impactos negativos asociados al elevado riesgo de contaminación (Eghball et al., 1997; Seymour y Bourdon, 2003; Chatterjee et al., 2013).

En esta investigación los tres productos obtenidos alcanzaron valores de CE (AM: 1,57; AF: 2,84; AN: 2,49) por debajo de los límites de referencia establecidos por la normativa nacional ( $\leq 4$ ) (SCyMA-SENASA).

Respecto al pH, se observó que al inicio del proceso el material tenía pH alcalino, (8,76), estos resultados coinciden con los valores encontrados por Tiquia et al. (1998, 2000) para los residuos generados en este tipo de instalaciones productivas. En este estudio en los tres sistemas de aireación el pH del material permaneció entre 6,7 y 9, rango compatible con una adecuada actividad microbiana (Bernal et al, 2017).

La variación del pH durante el proceso de compostaje es bastante compleja (Tognetti, 2007), la disminución inicial puede estar asociada a la liberación de dióxido de carbono durante la degradación microbiana y a la formación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Beck-Friis et al., 2003). Después el pH aumentó en AN y AF probablemente debido a la mineralización de aminoácidos y proteínas (Bernal et al 2019). La reducción posterior podría estar relacionada con condiciones adecuadas para el aumento de la nitrificación (Bernal et al., 1996; Huang et al., 2004; Bustamante et al., 2014).

El pH final de los tres compost estuvo dentro del rango de referencia definido en la normativa nacional y no se registraron diferencias significativas entre los sistemas de aireación (SCyMA y SENASA, 2019).

#### **5.1.2.4. Materia orgánica**

El contenido de MO disminuyó durante los tres tratamientos, fundamentalmente por la degradación microbiana que ocurre durante el compostaje (Cooperband y Middleton 1996; Bernal et al., 1998; Laos et al., 2002; Levanon y Pluda 2002; Brewer y Sullivan 2003; Grigatti et al., 2004). Las mayores pérdidas se registraron en la primera etapa (primeros 42 días), lo que podría estar relacionado con las temperaturas termófilas y la elevada actividad biológica (IRE). La tasa de degradación de la MO disminuyó gradualmente a medida que avanzó el compostaje, probablemente debido a la reducción de fuentes de carbono disponibles, y a las reacciones de síntesis que dan lugar a nuevas y complejas moléculas (Bernal et al., 2009). Ruggieri et al. (2009) y Colón et al. (2010) también reportaron altas pérdidas de MO durante la primera fase del proceso, seguida de un período de menor actividad de degradación y respiración.

A diferencia de lo que ocurre para la actividad biológica (IRE), para el contenido de MO no se encontraron diferencias significativas entre las estrategias operativas evaluadas durante el proceso de compostaje. La MO es un importante indicador de calidad de los compost, a diferencia, el IRE es un indicador de estabilidad y está fuertemente correlacionado a la dinámica de las fracciones lábiles de carbono (Defrieri et al., 2005; Rizzo et al., 2013, Young et al., 2016). Las diferencias registradas en el IRE durante la fase activa del compostaje, donde AN y AM mostraron una disminución más rápida de la actividad biológica indicando una mayor biodegradación, no se evidenciaron en diferencias significativas para el contenido de materia orgánica. Si bien las pérdidas de MO pueden ser explicadas por la biodegradación, este parámetro no permite diferenciar las fracciones que la componen y la dinámica biodegradativa de cada una de ellas.

Al final del tratamiento el contenido de MO en los tres materiales estuvo por debajo del porcentaje mínimo de referencia de la normativa nacional (20%) (SCyMA y SENASA, 2019), lo que sugiere la necesidad de buscar estrategias que permitan disminuir sus pérdidas. El tipo y cantidad de material utilizado como cama tiene influencia sobre las pérdidas de MO durante el compostaje (Bernal et al., 2009), por ejemplo, el uso de viruta, en lugar de paja de cereales, podría reducir las pérdidas de materia orgánica durante el tratamiento (Hao et al., 2004).

#### **5.1.2.5. Nitrógeno**

La mayor disminución del Nk se detectó durante los primeros 42 días, en la etapa activa del compostaje. Las altas temperaturas, la baja relación C/N inicial y el pH alcalino podrían haber favorecido la pérdida de este nutriente durante dicha etapa (Parkinson et al., 2004; Paillat et al., 2005; Bernal et al., 2017). En los tratamientos con AM y AF estas pérdidas fueron

mayores (respecto a AN) coincidiendo con los reportado por Pardo et al. (2015), quienes destacan la influencia del sistema de aireación sobre las pérdidas de nitrógeno durante el compostaje (Martins y Dewes, 1992; Rynk et al., 1992).

En la etapa final, durante la maduración del material, la tasa de pérdida de Nk fue mucho menor. La nitrificación del amonio podría explicar parte de las diferencias significativas encontradas en la concentración de Nk entre el T3 (63días) y el T4 (110 días), ya que este proceso ocurre cuando la temperatura desciende por debajo de 40° C (Tiquia et al., 2002).

Las reducciones en el contenido de Nk a lo largo del proceso de compostaje también podrían ser explicadas por las pérdidas ocasionadas por la escorrentía y lixiviación. Varios autores han hallado nitrógeno orgánico, amonio y nitratos en los lixiviados recolectados durante el compostaje de distintos residuos pecuarios (Sommer, 2001; Parkinson et al., 2004)

#### **5.1.2.6. Fósforo disponible**

El P disponible es de interés agronómico porque es la fracción del P total que puede ser utilizada por las plantas (Laos et al., 2002; Tognetti, 2007). De acuerdo a Eghball et al. (1997) y Tiquia et al. (2002). Las pérdidas de P disponible podrían ser atribuidas a la lixiviación y escorrentía que ocurre desde las pilas, ya que, a diferencia del nitrógeno, las formas disponibles de este elemento no son volátiles. Michel et al, (2004) también hallaron que el P disminuyó durante el compostaje de residuos pecuarios al aire libre y varios autores reportaron que han encontrado concentraciones variables de P en el agua de escorrentía de las pilas de compostaje (Eghball, 1997, Sharpley and Moyer 2000).

#### **5.1.2.7. Densidad aparente**

La densidad inicial hallada en los RCP de esta investigación (112,6 g.L<sup>-1</sup>) permitió que la convección natural del aire mantenga temperaturas adecuadas para la eliminación de patógenos. Veeken et al. (1997) y Stanzo et al. (2007) encontraron que aún con densidades mayores, entre 700 y 800 g.L<sup>-1</sup>, los RCP presentaron la porosidad suficiente para iniciar la aireación por convección natural, garantizando la degradación aeróbica y alcanzando las temperaturas de higienización y degradación adecuadas. Sin embargo, valores mayores de densidad, podrían provocar que el sistema de compostaje sin aireación activa no sea una tecnología adecuada para lograr un tratamiento efectivo, ya que las condiciones de la pila no permiten alcanzar las temperaturas termófilas (Veeken et al 1997; Young et al., 2016).

Junto a otros parámetros comúnmente monitoreados, tales como MO, IRE, CE, la densidad puede utilizarse como una variable para evaluar la evolución del proceso de

compostaje, ya que su incremento se relaciona con un aumento en la biodegradación de la MO (Huerta-Pujol et al., 2010). Los resultados de esta investigación coinciden con los hallados por varios autores, quienes encontraron que los valores de densidad aumentaron durante el compostaje de residuos pecuarios (Larney et al., 2000; Rizzo et al., 2013), debido a que la descomposición microbiana genera un incremento en el porcentaje de cenizas y una disminución del tamaño de las partículas, reduciendo la porosidad (Raviv et al., 1987; Larney et al., 2000; Mohee y Mudhoo, 2005). Los mayores incrementos de esta variable se dan en el tratamiento con AM, debido a que a la degradación microbiana se le suman la acción de roturado y mezclado de la removedora de compost (Larney et al., 2000).

#### **5.1.2.8. Estabilidad**

La actividad biológica, medida a través del índice respirométrico estático (IRE), disminuyó cuando avanzó el proceso de compostaje, debido a la reducción de la MO biodegradable (Zucconi y de Bertoldi, 1987). Los tres compost alcanzaron valores menores o iguales a  $0,5 \text{ mg de O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO h}^{-1}$ , umbral establecido para garantizar la estabilidad (SCyMA y SENASA, 2019).

La disminución del IRE fue más lenta en el sistema con AF, siendo el tratamiento que más demoró en alcanzar la estabilidad (110 días), indicando que la MO biodegradable estuvo presente durante más tiempo, lo que podría estar asociado a las temperaturas registradas durante el compostaje con AF, que la mayoría del tiempo estuvieron por debajo del rango óptimo para alcanzar grandes tasas de biodegradación del material ( $45\text{-}55^\circ\text{C}$ ) (Haug et al., 1993; Stentiford, 1996). El logro de niveles de temperatura por encima de  $45^\circ\text{C}$  contribuye sustancialmente a alcanzar altas tasas de descomposición durante el procesamiento y es importante para lograr un compostaje efectivo (Finstein et al., 1986; Miller, 1993; Liang et al., 2003). Se ha comprobado que pequeñas variaciones de temperatura afectan más a la actividad microbiana que pequeños cambios de la humedad, pH o C/N (Márquez et al., 2008).

A diferencia del compostaje con AF, los sistemas con AN y AM demostraron una mayor velocidad en la degradación de la MO lábil. A los 42 días el sistema con AN alcanzó la estabilidad ( $0,48 \text{ mg de O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO. h}^{-1}$ ), no diferenciándose del valor obtenido para AM en esa misma fecha de muestreo ( $0,63 \text{ mg de O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO. h}^{-1}$ ). A pesar de no tener un sistema de aireación activa, las características del RCP permitieron que el sistema con AN alcance las condiciones óptimas para que avance el proceso de degradación y se alcance la estabilidad biológica requerida. La temperatura registrada durante este tratamiento permitió generar un ambiente propicio para la biodegradación de la materia orgánica. Además, este sistema

contribuyó a conservar los niveles de humedad entre 50% y 60%, rango óptimo para alcanzar elevadas tasas de degradación en RCP (Tiquia et al., 1996a).

#### **5.1.2.9. Patógenos**

El análisis de coliformes fecales ha sido utilizado para conocer el grado de higienización de los distintos materiales (Pereira-Neto et al., 1986; De Bertoldi et al., 1991), ya que para garantizar la sanidad de un compost, habitualmente se utilizan organismos indicadores cuyas características de eliminación son similares a la de otros patógenos y permiten facilitar el diagnóstico (Pereira-Neto et al., 1986). En esta tesis los tres compost obtenidos alcanzaron un nivel de coliformes fecales menor al límite establecido por la normativa nacional (SCyMA-SENASA, 2019). Esto coincide con el trabajo de Tiquia et al. (1998) que hallaron que el compostaje de residuos de cama profunda utilizando distintos sistemas de aireación, logró disminuir la cantidad de coliformes fecales a los niveles exigidos por las normativas vigentes.

La producción de calor y el consecuente aumento de la temperatura, es el principal factor que permite inactivar los patógenos y obtener un producto higiénicamente seguro. No se puede descartar que la disminución del contenido de materia orgánica lábil que podría haberse registrado a medida que avanzó el proceso, pueda ser otra de las causas que impidió que los patógenos sobrevivan, ya que no pueden aprovechar la materia orgánica estabilizada (Grewal et al., 2007).

### **5.1.3 Caracterización de la toxicidad en los compost obtenidos**

#### **5.1.3.1 Elementos traza potencialmente riesgosos**

En general, a diferencia de algunos contaminantes orgánicos como el amoníaco y los fenoles, los ETPR no se degradan durante el compostaje; por lo que resulta importante caracterizar los productos finales en cuanto a este aspecto (Ko et al., 2008). Además, teniendo en cuenta que el compostaje conduce a la pérdida de alrededor del 40-50% de la masa inicial, las concentraciones pueden aumentar en el producto final (Gómez, 1998). El contenido de ETPR en los compost obtenidos en este estudio estuvo por debajo de los límites establecidos por las normas nacionales e internacionales.

#### **5.1.3.2 Indicadores de ecotoxicidad**

Evaluar la efectividad de los distintos sistemas de tratamiento para la eliminación o disminución de la fitotoxicidad de los RCP, resulta fundamental para garantizar la obtención de un producto seguro que pueda utilizarse en otros procesos agronómicos. El IG ha demostrado ser un parámetro muy sensible, que combina la germinación y el crecimiento de la raíz, para

informar la toxicidad de los materiales estudiados (Tam y Tiquia, 1994). Los tres compost obtenidos cumplen con los límites establecidos en el marco normativo nacional, obteniendo valores de IG superiores al 60% en dos especies vegetales distintas. El aumento del IG luego del tratamiento puede estar vinculado a la disminución de la conductividad eléctrica, del amonio y de la actividad biológica lograda durante el proceso de compostaje.

Promediando las dos especies evaluadas, los valores IG obtenidos para el extracto acuoso del material crudo (31,98%) y tratado (AM: 81,30%; AF: 81,84%; AN: 76,36%) fueron similares a los hallados por Leconte (2010) para una mezcla de guano y material carbonado y mayores a los reportados por Young et al (2016) cuando utilizó 70% de guano en la mezcla a compostar.

Los datos de germinación y elongación radicular fueron también utilizados para calcular la  $Inh_{100}$  (Inhibición a concentraciones del 100%) y la  $CI_{50}$  (concentración que inhibe el 50% de la germinación o crecimiento radicular). A una concentración del 62,92% el extracto acuoso del RCP sin tratar, generó una inhibición del 50% en la germinación de las semillas de lechuga. Dado que Beily (2015) halló que una dilución al 5% de los efluentes de un sistema de producción porcina en confinamiento generó los mismos efectos inhibitorios, se evidencia una menor toxicidad de los RCP respecto a los efluentes generados en el sistema confinado. En esta investigación no se pudo obtener el  $CI_{50}$  para la germinación de semillas de rabanito, debido a que la mayor inhibición se observó con el material crudo sin diluir (concentración del 100%), alcanzando un valor menor al 50% (35,04%). Esto evidencia que las semillas de lechuga fueron más sensibles a los efectos adversos de los residuos pecuarios. Cuando se analizaron los tres compost obtenidos, se obtuvo una muy baja inhibición sobre la germinación y la elongación de las raíces (menor al 20%), no registrándose diferencias significativas entre materiales, esto es similar a los valores hallados por Prieto (2018), para un compost de RCP, que obtuvo inhibiciones menores al 50% para la germinación y elongación de raíces de lechuga y rabanito.

Cuando se calcularon los índices  $CICR_{0.8}$  y  $CIG_{60\%}$ , se encontró que también reflejaron la gran efectividad del proceso de compostaje, hallando importantes diferencias entre los valores obtenidos para los extractos del RCP y de los compost. Teniendo en cuenta las dos especies evaluadas se halló que con una dilución del 35,75%, el RCP sin tratar generó un IG del 60%, umbral establecido en la normativa vigente. Al final del proceso del tratamiento los tres compost obtenidos no evidenciaron efectos inhibitorios, alcanzando un  $CIG_{60}$  mayor al 100%. Las variaciones encontradas entre los residuos y los compost obtenidos, fueron mayores a las encontradas por Young et al. (2016) para residuos avícolas, lo que evidencia que el elutriado del material crudo, similar al lixiviado generado en el campo, puede tener un elevado

potencial de contaminación, que luego disminuye a lo largo del proceso. Esto implica que durante el tratamiento de los RCP al aire libre se deban implementar medidas como la recolección, reutilización o tratamiento de estas aguas residuales para mitigar los impactos negativos sobre el ambiente.

La evaluación de la toxicidad aguda con daphnia (*Daphnia magna*) evidenció un alto grado de toxicidad ambiental en los RCP sin tratar, por lo que los impactos de sus lixiviados deberían ser considerados. Los resultados de este estudio coinciden con lo hallado por Delgado et al. (2013) y Young et al. (2016) para estiércol de aves de corral. La toxicidad aguda de los RCP fue menor (CE50% de 65,24%) a la reportada por Beily (2015) quien halló un CE50% de 2,71% para efluentes de sistemas más intensivos. Cuando se evaluaron los materiales tratados, el porcentaje de inmovilidad de daphnia disminuyó para los tres compost, con el menor valor para AM, lo que puede estar asociado a la menor conductividad eléctrica de este compost.

De acuerdo a la caracterización de los productos finales, los residuos de la producción porcina podrían compostarse utilizando sistemas de aireación activa (AM y AF) o mediante aireación natural, llegando a cumplir los criterios de madurez, estabilidad e higienización para poder utilizarlos en otros sistemas productivos.

No obstante, los sistemas evaluados evidenciaron diferentes perfiles térmicos durante el proceso de compostaje; mientras que el sistema AM y AN cumplieron con los requisitos térmicos para la higienización del material, el sistema con AF presentó temperaturas más bajas y regulares, lo que impide certificar el proceso e implica una mayor evaluación microbiológica en el producto logrado. Dado este comportamiento de acuerdo a la USEPA (1993) este compost (AF) se clasificaría como clase B, ( $T \geq 40^{\circ}\text{C}$  por 5 días y  $4\text{h} \geq 55^{\circ}\text{C}$ ), con menores requerimientos térmicos pero mayores exigencia de monitoreo si se aplica al suelo.

La evolución de las características fisicoquímicas y biológicas varió de acuerdo a la técnica de aireación utilizada. Los cambios observados fueron cuantitativamente superiores durante la fase activa del proceso (bio-oxidativa o termófila); siendo el tratamiento con AM el que registró mayores variaciones en las propiedades físicas y químicas durante el compostaje de los RCP, denotando mayores disminuciones para humedad, CE y Nk, e incrementos más importantes en la densidad.

## **5.2. Valorización de los compost como componentes de sustratos**

### **5.2.1 Características de los compost**

Las características físicas de los compost resultan particularmente relevantes cuando se los pretende considerar como constituyentes de sustratos para la producción de plantas en contenedores (Abad et al., 2001; Raviv, 2005; Masaguer y Benito, 2008). Estas propiedades son de especial relevancia porque no se pueden modificar una vez implantado el cultivo, mientras que las químicas tienen la posibilidad de ser modificadas mediante técnicas adecuadas (Abad et al., 2004).

Los tres compost obtenidos a partir de los RCP presentaron densidades aparentes por encima de los valores óptimos para su utilización como sustrato, resultados que coinciden con los hallados para distintos compost generados a partir de residuos pecuarios (Valenzuela et al., 1998; Luo et al., 2015). En general los residuos animales tienen una elevada densidad, la cual se incrementa durante la biodegradación ocurrida durante el compostaje (Huerta-Pujol et al., 2010; Rizzo et al., 2013). Las diferentes estrategias de aireación utilizadas durante el tratamiento de los RCP influyeron sobre la densidad de los productos finales obtenidos en esta tesis. Tal como se describió en la evaluación del proceso, la mayor densidad de AM puede vincularse a la acción de picado y mezclado que genera el volteo mecánico, que fragmenta la mezcla de paja y estiércol, generando partículas de menor tamaño y mayor densidad aparente, lo que coincide con lo reportado por Larney et al. (2000). La menor densidad aparente correspondió a AF, que de acuerdo al IRE es el tratamiento que presentó las menores tasas de biodegradación y mayor tamaño de partícula.

Mendoza-Hernández (2010) encontró que elevados valores de densidad provocaron una disminución del EPT, lo que concuerda con lo hallado en esta investigación, donde AM generó los mayores valores de densidad aparente y los menores de EPT. Ninguno de los compost obtenidos presentó valores de EPT por encima del 80%, umbral establecido como óptimo para el desarrollo de un sustrato de calidad. Esto coincide con lo hallado por Vukobratović et al. (2018), quienes evaluaron diferentes compost obtenidos a partir de residuos pecuarios y encontraron que todos poseían valores de EPT por debajo del rango recomendado para su utilización como sustrato. Esto se debe probablemente a que el proceso de descomposición que ocurre durante el compostaje de los residuos, genera un incremento en la densidad y una reducción del EPT, lo que puede afectar sobre la calidad del producto para su uso en cultivos sin suelo.

Además de la porosidad total, se debe tener en cuenta el tamaño de los poros que conforman dicha porosidad, lo cual está condicionado por el tamaño de partícula (Noguera et al., 2003). La distribución del tamaño de partículas varió en función de las estrategias operativas llevadas a cabo durante el compostaje de los RCP, probablemente debido a que los sistemas de

aireación evaluados incidieron sobre la degradación microbiana. Los compost que alcanzaron antes la estabilidad (AN y AM) presentaron menores valores de MO y partículas de menor tamaño. Es probable que la acción mecánica de la removedora de compost, haya contribuido a reducir el tamaño de los materiales en descomposición ya que AM presentó un porcentaje más alto de partículas inferiores a dos milímetros; esto también explicaría los menores valores hallados para el EPT y PA. Abad et al. (2001) observaron que al aumentar el tamaño de las partículas aumentó el tamaño de los poros; esto coincide con los resultados observados en AF, que presentó un mayor porcentaje de partículas grandes, y mayor porcentaje de PA. Este sistema de compostaje fue el que más demoró en alcanzar la estabilidad, y presentó los menores valores de biodegradación, lo que puede explicar el mayor porcentaje de partículas más grandes.

Varios estudios hallaron que, tal como sucede con el compost de RCP, los valores elevados de pH y CE, constituyen las principales limitantes que dificultan el uso de los compost como medio de crecimiento para el desarrollo de los cultivos (García Gomez et al., 2002, Bustamante et al., 2008; Barbaro et al., 2013). Los tres materiales obtenidos (AM, AF y AN) presentaron un pH fuertemente alcalino según lo establecido por Ansorena Miner (1994), lo que está relacionado con el origen de los residuos pecuarios, y no se vio modificado por las estrategias de aireación utilizadas durante el tratamiento. Los estudios de Cáceres et al. (2006) habían mostrado que el uso de un sistema activo de ventilación durante el compostaje favorecía la nitrificación y la disminución del pH, característica deseable para la utilización del compost como sustrato. En nuestro estudio en cambio, los tres productos obtenidos no se diferencian significativamente entre sí en sus valores de pH; lo cual puede ser atribuido a que el sistema con AN tuvo suficiente aireación durante el tratamiento debido a las características iniciales del RCP.

El pH óptimo de un sustrato para el crecimiento vegetal oscila entre 5,2 y 6,3 (Abad et al., 1993); por lo que para utilizar estos materiales como sustratos de cultivo será necesario corregir el pH, mediante la aplicación de algún agente acidificante, como azufre elemental o sulfato ferroso (Carrión et al., 2008) o bien mezclarlos con proporciones adecuadas de otros materiales ácidos (Bustamante et al., 2008)

La conductividad eléctrica de los tres compost fue mayor a la recomendada para materiales que van a ser utilizados como sustratos ( $<1\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ ) (Barbaro et al., 2014). Esto podría estar asociado a las concentraciones muy elevadas de K y Na (Barbaro et al., 2014), los cuales se adicionan en las dietas animales para incrementar la tasa de crecimiento de los cerdos. La menor CE de AM estaría asociada a las mayores pérdidas de sales registradas durante el compostaje con remoción mecánica. Para disminuir la salinidad del compost, será necesario

aplicar técnicas como el lavado de las sales en exceso con agua (Carrión et al., 2007; Fornes et al., 2010) o bien mezclarlos con otros materiales menos salinos (Bustamante et al., 2008).

En relación al contenido de nutrientes, la menor concentración de nitratos en los compost con aireación activa (AM y AF) podría estar vinculada a las mayores emisiones de amoníaco, lo cual generaría una disminución en la cantidad de amonio para nitrificar (Tiquia et al., 2002). El menor contenido de calcio, magnesio y sodio hallado en AM coincide con lo reportado con Tiquia et al (2002), quienes atribuyen este fenómeno a las mayores pérdidas ocurridas por lixiviación y escurrimiento cuando el compost se remueve mecánicamente, debido al cambio en las propiedades físicas que presenta este tratamiento (Garrison et al., 2001; Tiquia et al 2002)

### **5.2.2. Características de los sustratos formulados**

Los compost por si solos no cumplen con los requerimientos físicos y químicos para utilizarse como sustratos, por lo que es necesario hacer mezclas de materiales con diferentes propiedades (Strojny y Nowak, 2001). En este caso, los compost se mezclaron con un sustrato de referencia a base de turba, con baja densidad aparente y elevado EPT.

La proporción de compost admisible en la formulación de sustratos varía en función de la densidad aparente del mismo, viéndose limitado su uso en compost con elevada densidad como los evaluados en esta tesis. Los sustratos con 20% de compost RCP estuvieron dentro del nivel óptimo ( $\leq 0,40 \text{ g.cm}^{-3}$ ) para la producción de cultivos en contenedores (Abad et al., 2001), cuando se utilizaron los compost en mayores proporciones los valores de densidad del sustrato se encontraron por encima del umbral recomendado. Los resultados coinciden con los hallados en sustratos formulados con compost provenientes de diversos residuos pecuarios (Barbaro et al 2011; Barbaro et al., 2013;) En contraste, los compost de menor densidad, como los obtenidos a partir de residuos de poda ( $0,20 \text{ g.cm}^{-3}$ ), pueden utilizarse en proporciones elevadas (75%) sin generar efectos negativos sobre la densidad de la mezcla (García Gómez et al., 2002; Iglesias Diaz, et al., 2009).

La disminución en el EPT y en los PA hallada cuando se incrementó el porcentaje de compost de RCP en las mezclas coincide con lo reportado por Luo et al (2015) cuando evaluó el uso de estos residuos en la formulación de sustratos. Las diferencias entre los distintos compost se evidenciaron en las mezclas formuladas, los sustratos con AF evidencian mayor EPT, probablemente esto esté asociado a que este compost tiene menor densidad y contiene partículas de mayor tamaño, lo que resulta beneficioso para las características físicas de los sustratos y lo habilita a utilizarse en mayor proporción sin afectar negativamente el EPT del sustrato.

Respecto a la CRA, los resultados hallados coinciden con los reportados por Zheljzkov et al. (2009) y Luo et al. (2015), quienes también encontraron que esta variable no se vio afectada significativamente por el porcentaje de compost utilizado. Sin embargo, el tipo de compost sí afectó esta característica, siendo menor en todas las mezclas que contienen AF; es probable que esto esté relacionado con el mayor tamaño de partícula que posee este compost.

Según Abad et al. (2001), el rango aceptable como óptimo de CRA es 55 a 70%, valores mayores a los registrados en las mezclas evaluadas en este estudio. Es importante destacar que cuando se obtienen formulaciones semejantes a las obtenidas en este trabajo, con baja capacidad de retener agua, resulta esencial planificar correctamente las prácticas de riego (Biernbaum y Versluys, 1998). Esta variable también puede verse influenciado por el tamaño del contenedor, la especie y demás elementos que conforman parte del sistema analizado.

Valenzuela et al (2014) hallaron que la mayoría de los sustratos utilizados en la región pampeana presentaron valores de CRA menores a los recomendados, mientras que los valores para el porcentaje de PA se encontraron por encima del rango ideal. Esto coincide con las características halladas para los sustratos formulados en este estudio, donde el agregado de compost no permitió mejorar la relación aire-agua de las mezclas. Si bien el porcentaje de poros con aire disminuyó a medida que se incrementó la proporción de compost utilizada en la mezcla, esta disminución no está explicada por un incremento en el CRA, si no por una disminución en el EPT.

El incremento del pH y la CE observado al aumentar la proporción de compost utilizado en las mezclas coincide con lo hallado por diversos autores. (Herrera et al., 2008 ; Barbaro et al 2011) y está fuertemente vinculado con las características de los residuos pecuarios.

En este estudio, el incremento en el pH es independiente del tipo de compost utilizado, no hay variaciones entre los sustratos que los contienen en igual porcentaje, debido a que AM, AF y AN no se diferenciaron en este parámetro. El uso de cualquiera de los compost en un 20 y 50% permitió alcanzar los valores pH dentro del rango recomendado para el desarrollo de la mayoría de las especies vegetales, por lo que su agregado sería beneficioso para este parámetro.

La incorporación de compost en la formulación de los sustratos provocó una mayor concentración de cationes, particularmente potasio y sodio, lo que explica el incremento de la CE de las mezclas. A diferencia del pH, la CE de los sustratos varió en función del tipo de compost utilizado en la formulación. La menor CE de AM se tradujo en una menor salinidad en los sustratos que lo contienen, lo cual resulta particularmente importante debido a que podría permitir su uso en mayores proporciones (Abad et al., 2001; Barbaro et al., 2014).

La utilización de AN en la formulación de sustratos generó un mayor aporte de nutrientes, lo que podría estar asociado a las menores pérdidas registradas durante el compostaje y se reflejó en un mayor contenido de nitratos y fosfatos, en las mezclas que lo contienen, lo que resulta relevante cuando se busca un importante poder fertilizante en el compost.

### **5.2.3. Efectos de los sustratos sobre el crecimiento de una especie vegetal**

La respuesta de la especie vegetal a la utilización de compost como componente de sustratos se vio afectada por la proporción de compost utilizada, debido a los efectos que estos generan sobre las propiedades físicas y químicas de los sustratos (Mendoza-Hernandez, 2010; Barbaro et al., 2013).

El incremento de la densidad aparente y la disminución del EPT, cuando se incrementó el porcentaje de cualquiera de los compost en la formulación de sustratos, pueden explicar el efecto adverso sobre el crecimiento vegetal, fundamentalmente porque se ve limitada la disponibilidad de oxígeno y el intercambio de gases (Benito et al., 2005).

Los bajos valores de biomasa aérea hallados en los sustratos que contienen los mayores porcentajes de compost, podrían estar relacionados con los elevados niveles de pH y CE, esto coincide con los resultados de Smith et al. (2004), quienes encontraron que al aumentar el pH del sustrato, decrece la materia seca del tallo del cultivo de petunia (*Petunia hybrida*). En este trabajo, los sustratos con mayor contenido de compost (80%) presentaron valores de pH alcalinos, los que se relacionan de forma inversa con la disponibilidad de micronutrientes y pueden haber afectado el crecimiento vegetal.

Al aumentar la proporción de compost los efectos negativos sobre el crecimiento vegetal fueron mayores cuando se utilizó AN y AF, respecto a AM. Esto puede estar asociado a los mayores valores de CE que presentaron estos compost y que se reflejan en las características de las mezclas que los contienen en un 50 y 80%. Estos resultados coinciden con lo reportado por Belda et al., (2013), que hallaron que los parámetros de crecimiento de las plantas están más correlacionados con la CE que con las propiedades físicas de los sustratos, y también podría explicar por qué si bien AF tiene mayor EPT y PA que AM, afectó más el crecimiento cuando se utilizó en una proporción de 50%. La CE de AF 80% y AN 80% es significativamente mayor que la de AM 80% por lo que probablemente generó una restricción en la disponibilidad de agua que afectó el desarrollo de las especies vegetales.

Rodriguez (2019) evaluó el comportamiento de los mismos compost obtenidos del SCP (FCA UNR) como sustratos para el cultivo de viola (*Viola cornuta L.*), y al igual que lo hallado en esta tesis para el cultivo de petunia, encontró que todos los sustratos con 20% de compost

mostraron los mayores valores de peso seco y altura de planta, no influyendo para este porcentaje el tipo de compost utilizado en la mezcla. A diferencia Papone y Barbaro (2017) hallaron que el compost de cama de caballo, podría utilizarse en 50% para el cultivo de petunia, una proporción mayor a la hallada para el compost de RCP. Esto puede estar vinculado a los menores valores de pH (7,4) y CE (0,58 dS. m<sup>-1</sup>) que se encontraron en dicho compost, lo cual admitió su uso en mayores proporciones.

El uso de compost como componente de sustratos puede ser una alternativa válida para valorizar los RCP. Los tres compost obtenidos pueden utilizarse en un 20%, sin generar efectos negativos sobre el crecimiento de petunia. Su utilización permite sustituir parcialmente el uso de turba y evitar el uso de fertilizantes minerales. Para incrementar el porcentaje de compost en la formulación de sustratos, los mismos deberían someterse a algún tipo de tratamiento. El lavado de sales en exceso y la acidificación con azufre elemental micronizado pueden disminuir el pH y CE de estos materiales, permitiendo su uso en mayor proporción (Carrión et al., 2007).

### **5.3 Evaluación ambiental de los tres sistemas de compostaje**

Además de las características finales de los productos obtenidos, y de sus potencialidades para ser utilizados como componentes de sustratos, los impactos ambientales potenciales asociados a cada tratamiento pueden resultar relevantes para decidir el sistema de gestión más adecuado (Cadena et al., 2009). El análisis de ciclo de vida permitió incorporar la dimensión ambiental en la evaluación de los distintos sistemas de tratamiento, e identificar los procesos y etapas que tienen los mayores impactos durante el compostaje de los RCP.

Cuando se utilizó un sistema de aireación activa, la etapa vinculada al tratamiento de los RCP fue la que más contribuyó a todas las categorías de impacto consideradas, entre 48 y 93%, fundamentalmente porque durante esta fase se produjeron importantes consumos de energía, asociados al riego y aireación del material, y se contemplaron las emisiones generadas durante el compostaje. Debido a que el compostaje se realizó in situ, dentro del sistema de producción porcina, el transporte es reducido y esta etapa no contribuyó considerablemente a las diferentes categorías de impacto ( $\leq 30\%$ ). Estos impactos ambientales podrían reducirse aún más si en vez de hacer varios traslados con una pala mecánica, se implementara el uso de un acoplado que permita cargar la totalidad del material a tratar e incrementar la eficiencia del proceso. A diferencia de lo hallado en este estudio, cuando el proceso se realiza a nivel industrial y las materias primas se transportan largas distancias, las etapas de recolección y transporte son las

que más contribuyen a la mayoría de las categorías de impacto (Martínez Blanco et al., 2010). En este sentido, Rugieri et al. (2009) destacaron las ventajas del compostaje *in situ* de los residuos orgánicos, permitiendo reducir los impactos ambientales asociados a su gestión.

En AM y AF la aireación del material es la principal causa de los impactos asociados al agotamiento de la capa de ozono, a la formación de smog y agotamiento de combustibles fósiles, fundamentalmente porque esta actividad implica el consumo de energías no renovables. Los resultados de este estudio coinciden con lo hallado por Rasapoor et al. (2016), quienes concluyeron que el método de compostaje con AF es el que consume más energía cuando se lo compara con los sistemas con AM y AN, y tiene asociadas mayores cargas ambientales. Resultados semejantes fueron mostrados por Cadena et al. (2009) que evaluaron ambientalmente el compostaje con AF de residuos sólidos urbanos, coincidiendo que la electricidad utilizada para la aireación del material tiene una gran contribución en la mayoría de las categorías analizadas. Una de las formas de disminuir el impacto del compostaje con AF sería utilizar energía solar para el funcionamiento del aireador, como sugiere el trabajo de Torres Usechi (2016) que asevera que es factible compostar residuos vegetales en un reactor con aireación forzada alimentado por energía generada por un sistema fotovoltaico.

En el sistema AN el transporte y acondicionamiento tienen mayor importancia relativa en la mayoría de las categorías de impacto, debido a que son las actividades que implican mayor consumo energético. Este sistema no presenta impactos asociados a la aireación, ya que esta actividad no implica consumo de energías ni recursos, lo que genera un menor impacto ambiental para este sistema de compostaje.

Otros impactos potenciales asociados al compostaje estuvieron ligados a las emisiones generadas durante el proceso, las cuales contribuyeron fundamentalmente a las categorías de eutrofización, acidificación y calentamiento global. Los mayores impactos potenciales sobre las categorías eutrofización y acidificación en los sistemas con AM y AF estarían ligadas a las mayores emisiones de amoníaco reportadas en el ICV y asociadas a la intervención sobre la aireación. Estos impactos ambientales podrían mitigarse utilizando tecnología que permitan el tratamiento de las emisiones generadas durante el compostaje de los RCP. Un sistema de biofiltración, constituido por virutas de madera, permitió disminuir en un 90% las pérdidas de amoníaco que se generaron en las instalaciones de compostaje de residuos sólidos urbano (Colón et al., 2009). Pardo et al. (2015) afirman que otras estrategias como la cobertura de la pila con un plástico, también permiten disminuir las emisiones de amoníaco.

Las emisiones del proceso también contribuyeron en un alto porcentaje al calentamiento global, sobre todo en el compostaje con AN, probablemente debido a las emisiones de metano

consideradas en el ICV. Si bien este sistema tiene menor consumo energético, el potencial impacto sobre el calentamiento global es similar al sistema con AM, debido a las mayores emisiones de metano y a su potencial efecto sobre esta categoría de impacto.

Una de las principales limitaciones a la hora de implementar un ACV se vincula con la escasa información existente para la construcción del ICV. Resulta necesario construir inventarios locales para las emisiones registradas sobre los distintos sistemas de gestión de los residuos pecuarios. Esto permitirá tener datos específicos, vinculados con las características de los desechos y con las condiciones ambientales a las que se exponen durante el proceso (Cadena et al., 2009). Si bien, según la bibliografía las emisiones de amoníaco son mayores en los sistemas de compostaje que utilizan aireación activa (Pardo et al., 2015), puede suceder que en esta investigación las emisiones del sistema AF hayan sido menores a las citadas, fundamentalmente por las menores temperaturas registradas durante el proceso y la mayor conservación de nitrógeno en el material final, ya que varios autores han mencionado que el amoníaco podría generarse cuando las temperaturas se elevan sobre 40-50°C (Amlinger et al., 2008; Andersen et al., 2012). Según el análisis de sensibilidad, que permite observar como variaciones en el ICV modifican los impactos potenciales generados, diferencias en las emisiones afectarían fundamentalmente los impactos ambientales asociados a las categorías de acidificación y eutrofización.

Dentro del proceso activo de compostaje el riego fue el proceso que menos contribuyó a todas las categorías de impacto. Sin embargo, las entradas de agua registradas en este estudio son muchos mayores a las utilizadas por otros sistemas de compostaje. Blegini et al. (2008) mencionan que utilizó sólo 87 litros de agua para el compostaje de una tonelada de residuos sólidos urbanos en un sistema cerrado con la mayoría de las variables controladas. Las condiciones ambientales, elevadas temperaturas y abundantes precipitaciones, a las que estuvo expuesto el compostaje de RCP, incidieron en el volumen de agua utilizado durante del proceso y en las pérdidas por escorrentía. De acuerdo a lo evaluado, estas pérdidas influyeron sobre el contenido de sales y fósforo hallado durante el compostaje de RCP. Si bien en el ACV no se incluyó el agua de escorrentía, se considera conveniente en un proceso de mejora, capturarla y reutilizarla para el riego de las pilas en descomposición. Esto permitiría disminuir el uso de agua y la pérdida de nutrientes, tal como se realiza en la playa de compostaje de RSU estudiada por Cadena et al. (2009). Otra manera de evitar el aumento de la concentración de nutrientes en la escorrentía, es cubriendo las pilas con un material impermeable al agua pero permeable al aire, permitiendo de esta manera que se mantengan los niveles de oxígeno adecuados.

El análisis ambiental demostró que el compostaje con aireación natural tuvo un menor impacto ambiental potencial para todas las categorías analizadas, probablemente debido al menor gasto energético requerido y a la reducción en las emisiones de amoníaco generadas. El compostaje con AF fue el que mostró mayor impacto en la mayoría de las categorías, excepto para la formación de smog, en la que el sistema con AM mostró valores mayores. Esto último está vinculado a la contribución de los disolventes orgánicos y la combustión incompleta de diesel (Mendoza Hernandez, 2010), que representa una entrada adicional en el sistema con AM debido al requerimiento de combustible para la aireación del material.

El proceso de compostaje, además de ofrecer un sistema de tratamiento para los residuos orgánicos, generó un producto que puede sustituir funcionalmente a otros (sustratos, enmiendas, fertilizantes, etc.) y por lo tanto evitar así su fabricación o extracción. De acuerdo a los resultados obtenidos, el compost de los RCP podría sustituir parcialmente el uso de la turba para el cultivo de petunia. Es por esto que los impactos ambientales evitados, asociados a la extracción y transporte de la turba, se restaron a los del ciclo de vida del compostaje.

Los resultados de este estudio coinciden con lo hallado por Blengini et al. (2008) quienes concluyeron que las cargas ambientales potenciales del proceso de compostaje de residuos disminuyeron cuando se consideran los impactos potenciales evitados por sustituir otros insumos agrícolas con el compost generado, obteniendo en algunos escenarios ganancias netas por dicha sustitución. Boldrin (2009) y Andersen et al. (2012) también coinciden en que la sustitución de la turba por compost, como componente en la formulación de sustratos, genera beneficios ambientales. Dado que los mayores impactos de la turba están ligados al transporte del material, su sustitución permite evitar las cargas asociadas al mismo, influyendo sobre categorías como agotamiento de la capa de ozono, formación de smog y agotamiento de combustibles fósiles, permitiendo generar potenciales ganancias ambientales con el tratamiento con AN.

Debido al carácter iterativo del ACV, la recopilación e incorporación de nuevos datos al análisis ambiental (medición directa de emisiones, análisis químico de lixiviados, etc.), permitirá obtener información más detallada de las actividades y acciones desarrolladas durante los procesos. El compost también tiene potencial para sustituir algunos minerales comerciales, lo que generaría además, beneficios ambientales que podrían ser contemplados en un futuro análisis.

#### **5.4. Evaluación de los costos económicos para los tres sistemas de compostaje**

Los aspectos económicos tienen un papel importante en la planificación y toma de decisiones para la gestión de los residuos. El análisis de los sistemas de compostaje desde una perspectiva económica, coincide con los resultados obtenidos por Rugieri et al (2009), quienes hallaron que los principales costos de inversión se vinculan con la preparación del suelo que se utilizará para el compostaje (construcción de pisos de concreto y sistema de recolección de lixiviados) y con la maquinaria adicional requerida para volteo de la pila con AM. La impermeabilización constituiría una inversión prioritaria en el compostaje de los RCP, dado que la pérdida de nutrientes y la toxicidad hallada en los lixiviados demostraron que resulta necesario recolectar y reutilizar o tratar el agua de escorrentía. A diferencia, la inversión de la removedora de compost parecería no ser imprescindible para los residuos analizados en este caso.

A diferencia de lo que sucede con los costos fijos y de inversión, el sistema AF es el que presentó mayores costos operativos por tonelada de residuo. Esto está vinculado a la mayor demanda energética de estos sistemas de tratamiento (Rasapoor et al., 2016). El menor consumo energético de la aireación natural se reflejó en menores costos operativos para estos sistemas de compostaje. Este método de aireación, requiere menos intervención y por lo tanto denota beneficios vinculados a los menores costos económicos para su desarrollo.

Dado los requerimientos técnicos y económicos, para los RCP analizados en esta tesis el compostaje en pilas estáticas con aireación natural, podría ser considerado para evaluar su adopción en las producciones porcinas de pequeña y mediana escala. Este sistema se aproxima a los procedimientos de manejo realizados en el sistema de producción, por lo que podría incorporarse, permitiendo realizar el compostaje in situ, ahorrando costos de energía y siendo tan eficiente como la aireación activa.

## 6. CONCLUSIONES

-Durante el compostaje de los RCP, los sistemas AM y AN cumplieron con los requisitos térmicos para la higienización del material, a diferencia el sistema AF presentó temperaturas más bajas y regulares, lo que impidió certificar el proceso según lo establecido por la normativa nacional. De acuerdo a la USEPA (1993) este compost (AF) se clasificaría como clase B ( $T \geq 40^{\circ}\text{C}$  por 5 días y  $4h \geq 55^{\circ}\text{C}$ ), con menores requerimientos térmicos pero mayores exigencia de monitoreo si se aplica al suelo, mientras que los compost AN y AM se clasificarían como clase A.

Respecto al resto de los factores físicos, químicos y biológicos analizados en el compostaje de RCP, los mayores cambios se observaron durante la etapa activa del compostaje, en los primeros 42 días del proceso. El sistema con aireación mecánica (AM) mostró mayores variaciones, ligadas a la reducción de la CE, el incremento de la densidad y las mayores pérdidas de humedad y nitrógeno, cuando se compara con los sistemas de aireación forzada y natural (AF y AN respectivamente). Los procesos de compostaje con aireación natural y mecánica presentaron una degradación más rápida de la materia orgánica, alcanzando antes la estabilidad biológica. Los tres métodos de compostaje permitieron alcanzar la estabilidad, madurez y la reducción de bacterias patógenas de los residuos de un sistema de cama profunda, cumpliendo con lo exigido por la normativa nacional vigente.

De acuerdo a esta conclusión, se acepta parcialmente la hipótesis vinculada a que la utilización de diferentes métodos de aireación produce variaciones en la evolución de los factores físicos-químicos, químicos y biológicos involucrados en el compostaje. Si bien todos los parámetros se diferencian en el tiempo, sólo algunas variables se ven afectadas por el tipo de sistema de aireación utilizado.

-El valor como sustrato de los compost obtenidos no varió en función de la estrategia de aireación utilizada durante el compostaje. Los compost pudieron utilizarse para sustituir parcialmente (20%) el uso de turba, sin generar efectos negativos sobre el crecimiento vegetal, evitando la utilización de fertilizantes minerales. Los compost obtenidos registraron diferencias en las características químicas y físico-químicas involucradas en su uso como sustratos, sin embargo, dada la proporción utilizada en la formulación con mejores resultados (20%), dichas diferencias no se evidenciaron cuando se evaluaron las mezclas y sus efectos sobre el crecimiento vegetal. De esta manera, se rechaza la hipótesis de que el valor como sustrato de los compost varía en función del sistema de aireación utilizado.

-La sustitución parcial de la turba permitió reducir los impactos asociados al tratamiento de los residuos de cama profunda. El sistema con aireación natural evidenció potenciales beneficios ambientales, debido al menor consumo energético y la efectividad para conservar el nitrógeno dentro del material. El sistema generó ganancias ambientales netas en tres categorías: agotamiento de capa de ozono, formación de smog y agotamiento de combustibles fósiles, siendo mayores en estos casos los impactos evitados que los generados por el proceso de tratamiento.

Los costos económicos fueron mayores cuando se utilizó un sistema de aireación activa, aireación forzada o mecánica, debido a que estos tratamientos requieren de implementos específicos y mayor consumo energético que el compostaje con aireación natural. Los costos de inversión son mayores en AM, mientras que los costos operativos resultan más elevados en el compostaje AF.

Se acepta la hipótesis vinculada a que el impacto ambiental y los costos económicos son diferentes para cada técnica de compostaje

## **7. CONSIDERACIONES FINALES**

De los resultados obtenidos en esta tesis podrían derivarse nuevas líneas de trabajo vinculadas al desarrollo de estrategias que permitan contabilizar y mitigar las pérdidas de nutrientes durante el compostaje de los RCP al aire libre. Un posible eje de investigación podría vincularse a la caracterización cuantitativa y cualitativa de los lixiviados y los efectos de su captura y reutilización. Además se podría evaluar el impacto de cubrir las pilas durante periodos de intensas precipitaciones, de manera de independizarse de las condiciones ambientales.

Otra futura línea de trabajo podría referirse a la obtención de datos locales para los diferentes gases emitidos durante el proceso de compostaje, contribuyendo de esta manera a la construcción de inventarios nacionales. Un aspecto interesante a investigar, es el impacto de la utilización de biofiltros, aditivos u otros sistemas, para el tratamiento de las diferentes emisiones generadas durante el proceso de compostaje.

Otra recomendación es evaluar los compost desde el punto de vista agronómico, como abono orgánico en la fertilización de diferentes cultivos extensivos o intensivos. Evaluando el impacto sobre las propiedades edáficas y la productividad de los cultivos. El compost también tiene potencial para sustituir algunos minerales comerciales, lo que generaría además, beneficios ambientales que podrían ser contemplados en un futuro análisis.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Abad, M., Martínez, P.F., Martínez, M.D., Martínez, J., 1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. *Actas de horticultura*, 11,141-154.
- Abad, M., Noguera, P., Bure's, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology*, 77, 197-200.
- Abad, M., Noguera, P., Carrion, C., 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. En: Urrestarazu, M. (Ed.), *Tratado del cultivo sin suelo*. Mundi-Prensa, Madrid, España, pp.113-158.
- Abduli, M.A., Naghib, A., Yonesi, M., Akbari, A., 2011. Life cycle assessment (LCA) of solid waste management strategies in Tehran: landfill and composting plus landfill. *Environmental Monitoring Assessment*, 178, 487-498.
- Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P., 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization*, 9, 163-178.
- Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F., 2004. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 33, 1866–1876.
- Amlinger, F., Peyr, S., Cuhls, C., 2008. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management & Research*, 26, 47-60.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2012. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: an environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste management*, 32, 31-40.
- Ansorena Miner, J., 1994. *Sustratos propiedades y caracterización*. Mundi-Prensa, Madrid, España, pp.172.
- Araque, H., González, C., Sulbaran, L., Quijada, J., Vitoria, F., Vecchionacce, H., 2006. Alojamiento alternativo e impacto ambiental en la producción alternativa de cerdos. *Expoferia Porcina*, 20-28.
- Artola, A., Barrena, R., Font, X., Gabriel, D., Gea, T., Mudhoo, A., Sánchez, A., 2009. Composting from a sustainable point of view: respirometric indices as a key parameter. *Dyn Soil Dyn Plant*, 3, 1-16.
- Atkinson, D. y Watson, C.A., 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Animal Science*, 63, 353-361.

- Azapagic, A., 1999. Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimization. *Chemical Engineering Journal*, 73, 1–21.
- Bachman G.R., Metzger J.D., 2008. Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost. *Bioresoure Technology*, 99, 3155-3161.
- Baeta-Hall, L., Saáguá, M.C., Bartolomeu, M.L., Anselmo, A.M., Rosa, M. F., 2005. Biodegradation of olive oil husks in composting aerated piles. *Bioresource technology*, 96, 69-78.
- Barbaro, L.A., Karlanian, M.A., Morisigue, D.E., Rizzo, P.F., Riera, N., Della Torre, V., Crespo, D., 2011. Compost de ave de corral como componente de sustratos. *Ciencia del Suelo*, 29, 83-90
- Barbaro, L.A., 2011. Desarrollo de sustratos sin suelo para cultivo en macetas de plantas florales. Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Litoral, Esperanza, Santa Fe, Argentina. Disponible en:  
<https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443/bitstream/handle/11185/288/tesis.pdf>. Verificado 22/4/2019
- Barbaro, L.A., Karlanian, M.A., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Della Torre, V., Beltrán, M., Crespo, D.E., 2013. Compost de guano de gallina en la composición de sustratos para la producción de plantines florales. *Agriscientia*, 30, 25-35.
- Barbaro, L.A., Mazzoni, A., Karlanian, M.A., Fernández, M.N., Morisigue, D.E., 2014. Cenizas del volcán Puyehue como sustrato para plantas. *Horticultura Argentina*, 33, 44-53.
- Barrena Gómez, R. 2007. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona, España. Disponible en: <https://ddd.uab.cat/pub/tesis/2006/tdx-0223107-152959/rbg1de1.pdf>. Verificado 19/5/2019
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y., Kirchmann, H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11, 41-50.
- Beily, M.E., 2015. Caracterización de efluentes de cerdos, con énfasis en biodegradabilidad anaeróbica. Tesis de Maestría, Intituto Tecnológico de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.  
 Disponible: [https://repositorio.inta.gob.ar/INTA\\_CICVyA\\_IMCaracterizacion\\_efluentesbiodegradabilidad.pdf](https://repositorio.inta.gob.ar/INTA_CICVyA_IMCaracterizacion_efluentesbiodegradabilidad.pdf). Verificado: 24/5/2019
- Belda, R. M., Mendoza-Hernández, D., Fornes, F., 2013. Nutrient-rich compost versus nutrient-poor vermicompost as growth media for ornamental-plant production. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 76, 827-835.

- Benito, M., Masaguer, A., De Antonio, R., Moliner, A., 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Bioresource Technology*, 96, 597–603.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils*, 22, 141–148.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture Ecosystems Environment*, 69, 175–189.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100, 5444–5453.
- Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Chen, Q., Li, G., Jr, F.C.M., 2017. Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Advances in Agronomy*, 144, 143-233.
- Beukema K.J., Bruin, S., Schenk, J., 1983. Three-dimensional natural convection in a confined porous medium with internal heat generation. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 26, 451-458.
- Bhamidimarri, S.M.R., Pandey, S.P., 1996. Aerobic thermophilic composting of piggery solid wastes. *Water Science and Technology*, 33, 89-94.
- Bicudo, J.R. y Goyal, S.M. 2003. Pathogens and manure management systems: a review. *Environmental Technology*, 24, 115-130.
- Biernbaum, J.A., Versluys, N.B., 1998. Water management. *HortTechnology*, 8, 504-509.
- Bilderback, T.E., Warren, S.L., Owen, J.S., Albano, J.P., 2005. Healthy substrates need physicals too. *HortTechnology*, 15, 747-751.
- Blengini, G.A., 2008. Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: a case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 1373-1381.
- Bolan, N., Adriano, D., Mahimairaja, S., 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Critical Reviews. Environmental Science and Technology*, 34, 291-338.
- Bolan, N.S., Choppala, G., Kunhikrishnan, A., Park, J., Naidu, R., 2013. Microbial transformation of trace elements in soils in relation to bioavailability and remediation. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 225, 1-56.

- Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage & Research*, 27, 800–812.
- Bonel, B., Magrì, L., Santinelli, M., Carignano, A., Sanchez, F., Soria García, J.I., Gualtieri, L., Silva, P., Campagna, D., Montico, S., 2017. Caracterización del precompostaje en sistemas de cama profunda. IX Congreso de Producción Porcina del Mercosur. Córdoba, Argentina.
- Bray, R.H., Kurtz, L.T., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59, 39-45.
- Breitenbeck, G.A., Schellinger, D., 2004. Calculating the reduction in material mass and volume during composting. *Compost Science and Utilization*, 12, 365-371.
- Bremner, J.M., 1965. Inorganic forms of nitrogen. In: Black, C.A., De Witte, L.E., Ensminger Clark, F.E (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9*. American Society of Agronomy, Madison, pp.1179–1237.
- Brewer, L. J., Sullivan, D. M., 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization*, 11, 96-112.
- Brinton W.F., 2000. *Compost Quality Standards and Guidelines*. Woods End Research Laboratory. Final Report for New York State Association of Recyclers, EEUU, pp.42
- Brunori, J., 2012. Producción de Cerdos en Argentina. Situación, Oportunidades y Desafíos. INTA. Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/produccion-de-cerdos-en-argentina-situacion-oportunidades-desafios>. Verificado: 15/02/2019
- Burkholder, J., Libra, B., Weyer, P., Heathcote, S., Kolpin, D., Thorne, P. S., Wichman, M., 2006. Impacts of waste from concentrated animal feeding operations on water quality. *Environmental Health Perspectives*, 115, 308-312.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Bernal, M.P., 2007. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water science and technology*, 56, 187-192.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M., 2008. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 792–799.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Bonmatí, A., Palatsí, J., Solé Mauri, F., Bernal, M.P., 2014. Integrated waste management combining anaerobic and aerobic treatments: a case study. *Waste Biomass Valorization*, 5, 481–490.

- Buyatty, A., 2012. Técnicas para regular el crecimiento de plantines florales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional del Litoral. Esperanza, Santa Fe, Argentina. Disponible en:  
<https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443/bitstream/handle/11185/349/pdf.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Verificado: 2/3/2019
- Cáceres, R., Flotats, X., Marfà, O., 2006. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26, 1081-1091.
- Cadena, E., Colón, J., Artola, A., Sánchez, A., Font, X., 2009. Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 401-410.
- Campiño-Espinosa, G.P., Ocampo Durán, A., 2007. Comportamiento de la temperatura de la cama profunda de cerdos de engorde utilizando racimos vacíos de palma de aceite *Elaeis guineensis* Jacq. *Orinoquia*, 11, 65-74.
- Carrión, C., Puchades, R., Fornes, F., Belda, R.M., Noguera, V., Abad, M., 2007. Producción de planta ornamental en sustratos preparados con compost de residuos de cultivos hortícolas. *Actas de Horticultura*, 47, 157-162.
- Carrión, C., de la Fuente, R.G., Fornes, F., Puchades, R., Abad, M., 2008. Acidifying composts from vegetable crop wastes to prepare growing media for containerized crops. *Compost science & utilization*, 16, 20-29.
- Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2006. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. *Process Biochemistry*, 41, 616-623.
- CEC (Council of the European Communities), 1986. Council Directive on the Protection of the Environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. 86/278/EEC.
- Cegarra, J., Albuquerque, J.A., Gonzalez, J., Tortosa, G., Chaw, D., 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ('alperujo') managed by mechanical turning. *Waste Management*, 26, 1377-1383.
- Celik, I., Ortas, I., Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, 78, 59-67.
- Chatterjee, N., Flury, M., Hinman, C., Cogger, C. G., 2013. Chemical and physical characteristics of compost leachates. A Review Report prepared for the Washington State Department of Transportation. Washington State University.

- Chen, R., Wang, Y., Wang, W., Wei, S., Jing, Z., Lin, X., 2015. N<sub>2</sub>O emissions and nitrogen transformation during windrow composting of dairy manure. *Journal Environmental Management*, 160, 121-127.
- Chowdhury, A.K.M.M.B., Michailides, M.K., Akratos, C.S., Tekerlekopoulou, A.G., Pavlou, S., Vayenas, D.V., 2014. Composting of three phase olive mill solid waste using different bulking agents. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 91, 66-73.
- Chung, Y.C., 2007. Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases. *Journal of hazardous materials*, 144, 377-385.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Rieradevall, J., Font, X., Artola, A., Sánchez, A., 2009. Performance of an industrial biofilter from a composting plant in the removal of ammonia and VOCs after material replacement. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84, 1111-1117.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sanchez, A., Rieradevall, J., Font, X., 2010. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 893-904.
- Cooperband, L. R., Middleton, J. H., 1996. Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated cocomposted poultry litter and municipal solid waste compost. *Compost science & utilization*, 4, 24-34.
- Cooperband, L.R. 2000. Sustainable use of by-products in land management. In: Powers, J.F. & W.A. Dick (Eds.), *Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products*. SSSA Book Series N° 6. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp. 215-235.
- Cooperband, L.R., Stone, A.G., Fryda, M.R., Ravet, J.L., 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost science & utilization*, 11, 13-124.
- Cruz, E., Almaguel, R.E., Mederos, C.M., González, C., 2009. Sistema de Cama Profunda en la producción porcina a pequeña escala. *Revista Científica FCV-LUZ*, 19, 495-499.
- Cruz, E., Almaguel, R., 2013. Tecnología de cama profunda para la producción porcina. *Agricultura Orgánica*, 19, 30-33.
- Cruz, E., 2014. Evaluación de la tecnología de cama profunda con cerdos en crecimiento-ceba para el sector campesino y cooperativo de Cuba. Tesis doctoral. Instituto de Investigaciones Porcinas, Ministerio de la Agricultura. La Habana, Cuba. Disponible en:  
<http://eduniv.mes.edu.cu/bd/td/Cruz%20Martinez%2C%20Elizabeth/Evaluacion%20de>

[%20la%20tecnologia%20de%20cama%20%28705%29/Evaluacion%20de%20la%20tecnologia%20de%20%20Cruz%20Martinez%2C%20Elizabeth.pdf](#).

Verificado: 10/1/2019

- Das, K., Keener, H.M., 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of environmental engineering*, 123, 275-281.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manage & Research*, 1, 157–176.
- De Bertoldi, M., Frassinetti, S., Bianchin, L., Pera, A., 1985. Sludge hygienization with different compost systems. In: Strauch, D., Havelaar, A.H., L’Hermite, P. (Eds.). *Inactivation of Microorganisms in Sewage Sludge by Stabilisation Processes*. Elsevier Applied Sciences Publishers, London, England pp.39-45
- De Bertoldi, M., Zucconi, F., Civilini, M. 1991. Temperature, pathogen control and product quality. *Biocycle*, 29, 43-50.
- De Boodt, M., Verdonck, O., Cappaert, J., 1974. Methods for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Horticulturae*, 37, 2054- 2062.
- Defrieri, R.L., Jimenez, M.D.L.P., Efron, D., Palma, M., 2005. Utilización de parámetros químicos y microbiológicos como criterios de madurez durante el proceso de compostaje. *Agriscientia*, 22, 25-31.
- Delgado, M., Miralles de Imperial, R., Alonso, F., Rodríguez, C., Martín, J.V., 2013. Ecotoxicity bioassays on leachates from poultry manure. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 90, 401–404.
- Díaz, M. J., Madejón, E., López, F., López, R., Cabrera, F., 2002. Composting of vinasse and cotton gin waste by using two different systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 34, 235-248.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini M.G., González, L., Tablada, M., Robledo, C.W. 2010. *InfoStat versión 2016*. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar/>. Verificado: 12/02/2019
- Doelsch, E., Masion, A., Moussard, G., Chevassus-Rosset, C., Wojciechowicz, O., 2010. Impact of pig slurry and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma*, 155, 390-400.
- Ecoinvent 3.3. Life cycle inventories of production systems. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2014. Disponible en: <https://www.ecoinvent.org/>. Verificado 20/05/19.
- Edwards, D.R. y Daniel, T.C., 1992. Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal—A review. *Bioresource Technology*, 41, 9-33.

- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E., Doran, J.W., 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal of environmental quality*, 26, 189-193.
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., Finnveden, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 27, 989–96.
- Faner, C., 2007. Cama profunda en la producción porcina, una alternativa a considerar. Córdoba, Universidad Católica de Córdoba. Cátedra de Producción Porcina. Obtenido de Universo Porcino El Portal del Cerdo. Disponible en: [http://www.aacporcinos.com.ar/en\\_la\\_produccion\\_porcina.html](http://www.aacporcinos.com.ar/en_la_produccion_porcina.html) Verificado: 10/02/19
- Feito, C., 2011. Problemáticas socioambientales producidas por el avance de urbanizaciones sobre producciones intensivas del periurbano de Buenos Aires. *Revista electrónica Geografía Austral*, 3, 1-10.
- Fermino, M.H., 2003. Métodos de análisis para caracterización física de sustratos para plantas. Tesis doctoral. Universidad Federal de Rio Grande Do Sul. Puerto Alegre, Brasil. Disponible en: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/2269>. Verificado 18/8/2018
- Fernandes, L., Sartaj, M., 1997. Comparative study of static pile composting using natural, forced and passive aeration methods. *Compost Science & Utilization*, 5, 65-77.
- Finnveden, G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26, 173–187.
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T., 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 91, 1–21.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F., 1986. Monitoring and evaluating composting process performance. *Journal Water Pollution Control Federation*, 58, 272-278.
- Fornes, F., Carrión, C., García-de-la-Fuente, R., Puchades, R., Abad, M., 2010. Leaching composted lignocellulosic wastes to prepare container media: Feasibility and environmental concerns. *Journal Environmental Management*, 91,1747-1755.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., Sun, Y., 2010. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresour Technology*, 101, 1899-1903.
- García-Gomez, A., Bernal, M. P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresour technology*, 83, 81-87.
- García-Gómez, A.; Roig, A.; M.P. Bernal. 2003. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. *Bioresour Technology* 86: 59–64.

- Garrison, M.V., Richard, T.L., Tiquia, S.M., Honeyman, M.S., 2001. Nutrient losses from unlined bedded swine hoop structure and an associated windrow composting site. Paper 01-2238. ASAE Annual International Meeting, Sacramento, CA, 30 July–1, August 2002. ASAE, St. Joseph, MI.
- Gomez, A., 1998. The evaluation of compost quality. *Trends in Analytical Chemistry*, 17, 310–314.
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., Domínguez, J., 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere*, 70, 436-444.
- Gray, K.R.; K., Sherman y A.J., Biddlestone. 1971. Review of composting II. The practical process. *Process Biochemistry*, 6, 22-28.
- Grewal, S.K., Sreevatsan, S., Michel Jr., F.C., 2007. Persistence of *Listeria monocytogenes* and *Salmonella enterica* serovar typhimurium during simulated composting, pack storage, and aerated and unaerated liquid storage of swine manure. *Compost Science & Utilization*, 15, 53–62.
- Grigatti, M., Ciavatta, C., Gessa, C., 2004. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. *Bioresource Technology*, 91, 163-169.
- Guo, R., Li, G.X., Jiang, T., Shuchardt, F., Chen, T.B., Zhao, Y.Q., Shen, Y.J., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology*, 112, 171–178.
- Hachicha, S., Sallemi, F., Medhioub, K., Hachicha, R., Ammar, E., 2009. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manured-Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 402-409.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., 2002. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 80, 217–225.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F. J., Travis, G. R., 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality*, 30, 376-386.
- Hao, X., Chang, C., Larney F.J., 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality*, 33, 37–44.
- Harkin, J.M., 1969. Uses for Sawdust, Shavings, and Waste Chips. USDA, Forest Service, Forest Products Laboratory, Research Note FPL-0208, Madison, EE.UU. pp.1–37.
- Hatfield, J.L., Brumm, M.C., Melvin, S.W. 1998. Swine manure management. Ch. 4. 78-90. In: Wright, R.J., Kemper, W.D., Millner, P.D., Power, J.F. & Korcak, R.F. (Eds.)

- Agricultural Uses of Municipal, Animal and Industrial Byproducts. Conservation Research Report, 44. USDA ARS. Washington, EE.UU. pp.135
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp.71-77.
- Hernandez-Apaolaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M., Guerrero, F., 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. *Bioresour. Technology*, 96, 125–131.
- Herrera, F., Castillo, J.E., Chica, A.F., López-Bellido, L., 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. *Bioresour. Technology*, 99, 287–296.
- Herrero, M.A., y Gil, S.B., 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral*, 18, 273-289.
- Hill, J. D., 2000. Deep bed swine finishing. 5º Seminário Internacional de Suinocultura. Expo Center Norte, Sao Paulo, 11, 27-28.
- Honeyman, M. S., Harmon, J. D., Kliebenstein, J. B., Richard, T. L., 2001. Feasibility of hoop structures for market swine in Iowa: pig performance, pig environment, and budget analysis. *Applied Engineering in Agriculture*, 17, 869-874.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*, 24, 805–813.
- Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Martínez-Farre, F.X., Valero, J., Lopez, M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresour. Technology*, 101, 995-1001.
- Iannotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. M., Hoitink, H. A. J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science & Utilization*, 1, 52-65.
- Iglesias-Díaz, M. I., Lamosa, S., Rodil, C., Díaz-Rodríguez, F. 2009. Root development of *Thuja plicata* in peat-substitute rooting media. *Scientia horticultrae*, 122, 102-108.
- Iglesias-Jimenez, E., Perez-Garcia, V., 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 38, 331–343.
- International Organisation for Standardisation, 2006. ISO 14040–14044. Environmental Management, Life Cycle Assessment. International Standard, Geneva, Switzerland.
- Imbeah, M., 1998. Composting piggery waste: a review. *Bioresour. Technology*, 63, 197–203.
- ISO. 14040. International Standard Organisation Environmental management—Life cycle assessment: Principles and framework., Geneva.

- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.) Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Hayama, Japan. Disponible en: [https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\\_Volume4/V4\\_10\\_Ch10\\_Livestock.pdf](https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf). Verificado: 26/2/19
- Isaza-Arias, G. C., Pérez-Méndez, M. A., Laines-Canepa, J. R., Castañón-Nájera, G., 2009. Comparación de dos técnicas de aireación en la degradación de la materia orgánica. *Universidad y Ciencia*, 25, 233-243.
- Ishii, K. y Takii, S., 2003. Comparison of microbial communities in four different composting processes as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis. *Journal of Applied Microbiology*, 95, 109-119.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G.X., Guo, R., Luo, Y.M., 2013. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere*, 90, 1545-1551.
- Juarez, M.F., Prahauer, B., Walter, A., Insam, H., Franke-Whittle, I.H., 2015. Cocomposting of biowaste and wood ash, influence on a microbially driven-process. *Waste Management*, 46, 155-164.
- Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, T., Al-Dahhan, M. H., 200. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. *Bioresource technology*, 96, 1771-1781.
- Keener, H.M., Dick, W.A., Hoitink, H.A.J., 2000. Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. In: Dick, W.A. (Ed.) *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, EE.UU, pp.315-341.
- Ko, H.J., Kim, K.Y., Kim, H.T., Kim, C.N., Umeda, M., 2008. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*, 28, 813-820.
- Kong, W.D., Zhu, Y.G., Fu, B.J. et al., 2006. The veterinary antibiotic oxytetracycline and Cu influence functional diversity of the soil microbial community. *Environmental Pollution*, 143, 129-137.
- Krogmann, U., Woyzechowski, H., 2000. Selected characteristics of leachate, condensate and runoff released during composting of biogenic waste. *Waste management & research*, 18, 235-248.
- Kuryntseva, P., Galieva, G., Galitskaya, P., Selivanovskaya, S., 2016. Co-composting as a method to decrease toxicity of chicken manure. *International Journal of Advanced Biotechnology and Research*, 7-1246-1283.

- Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S., 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource Technology*, 81, 179-186.
- Larney, F.J., Olson, A.F., Carcamo, A.A., Chang, C., 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technology*, 75, 139-148.
- Larney, F.J. y Hao, X., 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresoure Technology*, 98, 3221–3227.
- Leconte, M.C., 2010. Efecto del agregado de estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes, Argentina. Disponible en:  
<http://repositorio.unne.edu.ar/handle/123456789/461> .Verificado: 10/1/2019
- Levanon, D., Pluda, D., 2002. Chemical, physical and biological criteria for maturity in composts for organic farming. *Compost Science & Utilization*, 10, 339-346.
- Li, Y. X., Chen, T. B., 2005. Concentrations of additive arsenic in Beijing pig feeds and the residues in pig manure. *Resources, Conservation and Recycling*, 45, 356-367.
- Li, Y.X., Li, W., Wu, J., Xu, L.C., Su, Q.H, Xiong, X., 2007. Contribution of additives Cu to its accumulation in pig feces: study in Beijing and Fuxin of China. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 610–615.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresoure Technology*, 86, 131–137.
- Lichtenthaler, H.K., Wellburn, A.R., 1983. Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions*, 11, 591–592.
- Lin, Y.P., Huang, G.H., Lu, H.W., He, L., 2008. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. *Waste Management*, 28, 1375-1385.
- Lopez-Real, J., Baptista, M., 1996. A preliminary comparative study of three manure composting systems and their influence on process parameters and methane emissions. *Compost Science & Utilization*, 4, 71-82.
- Luangwilai T., Sidhu H.S., Nelson M.I., Chen X., 2011. Modelling the effects of moisture content in compost piles. In: *Chemeca 2001, Australian Chemical Engineering Conference Australia, New South Wales*, 1-12.

- Luo, J., Fan, R.Q., Wang, T., Gao, Y., Liu, L.Z., Yan, S.H., Zhang, Z.H., 2015. Evaluation of spent pig litter compost as a peat substitute in soilless growth media. *Biological agriculture & horticulture*. 31, 219-229.
- Makan, A., Assobhei, O., Mountadar, M., 2013. Effect of initial moisture content on the in-vessel composting under air pressure of organic fraction of municipal solid waste in Morocco. *Iranian Journal of Environmental health science & engineering*, 10, 3-10.
- Marquez, P.; Blanco, M.; Capitan, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. Casco, J.; Herrero, R (Eds) In: *Compostaje, Mundiprensa, Madrid, España*. pp.76-93
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*, 30, 983-994.
- Martins, O., Dewes, T., 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresoure Technology*. 42, 103–111.
- Masaguer, A., Benito, M., 2008. Evaluación de la calidad del compost. In: Moreno, J., Moral, R. (Eds.) *Compostaje, Mundi-Prensa, Madrid, España*, pp.285-304.
- Mata-Alvarez, J., Mace, S., Llabres, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*, 4, 3-16.
- Mendoza Hernandez, D.J., 2010. Vermicompost y compost de residuos hortícolas como componentes de sustratos para la producción de planta ornamental y aromática. Caracterización de los materiales y respuesta vegetal. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. Disponible en <https://riunet.upv.es/handle/10251/8685?show=full>. Verificado: 10/1/2019
- Michel, F.C., Pecchia, J.A., Rigot, J., Keener, H.M., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compost Science & Utilization*, 12, 323-334.
- Miller, F. C.1993. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. *Microbial Ecology*, 515-544.
- Ministerio de Producción y Trabajo, 2018. Secretaria de Agroindustria, Anuario Porcino 2018. Disponible en:<https://www.areas.porcinos/estadistica/Anuario/2018.pdf>. Verificado: 02/02/19.
- Misra, R. V., Roy, R.N., Hiraoka, H., 2003. On-farm composting methods. Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, pp.1-33. Disponible:[https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/65466/398\\_on\\_farm\\_c composting.pdf?sequence=1](https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/65466/398_on_farm_c composting.pdf?sequence=1) Verificado: 15/02/2019

- Mitscherlich, E., Marth, E.H., 1984. *Microbial Survival in the Environment*. Springer-Verlag, New York, EEUU. pp.563–573.
- Miyatake, F. y Iwabuchi, K., 2006. Effects of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Bioresource Technology*, 97, 961-965.
- Mohee, R., Mudhoo, A., 2005. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. *Powder Technology*, 155, 92-99.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F., Bernal, M. P., 2009. Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*, 100, 5454-5460.
- Morel, J., Colin, F., Germon, J., Godin, P., Juste, C., 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In: Gasser, J. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science. London, Inglaterra, pp.56-72
- Mu, D., Horowitz, N., Casey, M., Jones, K., 2017. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Management*, 59, 476–486.
- Mulec, A.O., Mihelic, R., Walochnik, J., Bulc, T.G., 2016. Composting of the solid fraction of blackwater from a separation system with vacuum toilets- effects on the process and quality. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4683-4690.
- Munzuroglu, O., Geckil, H., 2002. Effects of metals on seed germination, root elongation, and coleoptile and hypocotyl growth in *Triticum aestivum* and *Cucumis sativus*. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 43, 203-213.
- Nicholson, F.A., Chambers, B.J., Williams, J.R., Unwin, R.J., 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70, 23–31.
- Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut coir dust as a container medium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34, 593-605.
- Nolan, T., Troy, S.M., Healy, M.G., Kwapinski, W., Leahy, J.J., Lawlor, P.G., 2011. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresource technology*, 102, 7131-7138.
- Nosal, P., Eckert. R., 2005. Gastrointestinal parasites of swine in relation to the age group and management system. *Medycyna Weterynaryjna*, 61, 435-437.

- OIE (Organización Mundial de Sanidad Animal), 2018. Introducción a las recomendaciones para el Bienestar de los animales, 6.14.1. pp.2. Disponible en [https://www.oie.int/fileadmin/Home/esp/Health\\_standards/tahc/current/chapitre\\_aw\\_introduction.pdf](https://www.oie.int/fileadmin/Home/esp/Health_standards/tahc/current/chapitre_aw_introduction.pdf). Verificado 12/01/2019
- Ogunwande, G.A., Osunade, J.A., 2011. Passive aeration composting of chicken litter: effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of compost elements. *Journal of environmental management*, 92, 85–91.
- Oliveira, P.A.V., 2004. Tecnologías para o manejo de resí duos na producao de suínos: Manual de boas práticas. Programa Nacional do Meio Ambiente—PNMA II. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. pp.109.
- Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M.O., Iroh, I.N., Ezeogu, L.I., 2017. Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140-157.
- Pagans, E., Font, X., Sánchez, A., 2006. Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes: abatement by biofiltration. *Journal of Hazardous Materials*, 131, 179–186
- Paillat, J.M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment*. 39, 6833–6842.
- Papone, M.; Barbaro, L., 2017. Uso de compost de cama de caballo como componente de sustratos. *Horticultura Argentina*, 36, 28-35
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., del Prado, A., 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global change biology*, 21, 1313-1327.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., Navarro, A.F., 1996. Nitrogen transformation during the composting of different organic wastes. In: Van Cleemput, O., Vermoesen, G., Hofman, A. (Ed.), *Progress in Nitrogen Cycling Studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda, pp.121–125.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sa´nchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during cocomposting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 222–227
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource. Technology*, 91, 171–178.

- Pegoraro V., 2019. Diagnóstico del manejo de efluentes porcinos e Nacional de Córdoba, Argentina.: impactos de su valorización agronómica en el sistema suelo-planta. Tesis doctoral. Universidad. Disponible en: <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/12864>
- Pellejero G., 2013. Compostaje de residuo de cebolla (*Allium cepa* L.) generado en la planta de empaque y su aplicación agronómica en el valle inferior del Río Negro. Tesis de Maestría. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Disponible en: <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2733>  
Verificado 12/03/2019
- Pereira-Neto, J.T., Stentiford, E.I., Smith, D.V., 1986. Survival of faecal indicator microorganisms in refuse/sludge composting using the aerated static pile system. *Waste Management & Research*, 4, 397-406.
- Prieto, M., 2018. Estudio de factibilidad de uso de residuos sólidos tratados, mediante el análisis de propiedades fisicoquímicas, actividad biológica y toxicidad. Trabajo final de ingeniería ambiental. Universidad Nacional de Tres de Febrero. Buenos Aires, Argentina. Disponible en repositorio de biblioteca de Universidad Nacional de Tres de Febrero.
- Provolo, G., Manuli, G., Finzi, A., Lucchini, G., Riva, E., Sacchi, G., 2018. Effect of pig and cattle slurry application on heavy metal composition of maize grown on different soils. *Sustainability*, 10, 2684.
- Rasapoor, M., Adl, M., Pourazizi, B., 2016. Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Management*, 184, 528-534.
- Raut, M.P., William, S.M.P.P., Bhattacharyya, J.K., Chakrabarti, T., Devotta, S., 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste- a compost maturity analysis perspective. *Bioresource Technology*, 99, 6512-6519.
- Ravindran, B., Sekaran, G., 2010. Bacterial composting of animal fleshing generated from tannery industries. *Waste management*, 30, 2622–2630.
- Raviv, M., Chen, Y., Inbar, Y., 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants. In: Chen, Y., Avnimelech, Y. (Eds.) *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*. Martinus Nijhoff. Dordrecht, Holand, pp. 257-287.
- Raviv, M., Tarre, S., Geler, Z., Shelef, G., 1987. Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes*, 19, 309-318.

- Raviv, M., 2005. The use of compost in growing media as suppressive agent against soil-borne diseases. In International Symposium on Growing Media, 779, 39-50.
- Raviv, M., Lieth, J.H., Bar-Tal, A., Silber, A., 2008. Growing plants in soilless culture operational conclusions. In: Raviv, M & JH Leith (Eds) Soilless culture: theory and practice. Elsevier. London, Inglaterra, pp.545-567.
- Richard, T. L., 1992. Municipal solid waste composting: physical and biological processing. Biomass and Bioenergy, 3, 163-180.
- Richard, T. L., Smits, S., 1998. Management of bedded-pack manure from swine hoop structures. American Society of Agricultural Engineers. Paper 984127. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/251409492\\_Management\\_of\\_Bedded-Pack\\_Manure\\_From\\_Swine\\_Hoop\\_Structures\\_1998\\_Results](https://www.researchgate.net/publication/251409492_Management_of_Bedded-Pack_Manure_From_Swine_Hoop_Structures_1998_Results) Verificado:6/2/2019
- Rizzo, P., Torre, V., Riera, N., Crespo, D., Barrera, R., Sánchez, A., 2013. Cocomposting of poultry manure with other agricultural wastes: process performance and compost horticultural use. Journal of Material Cycles and Waste Management, 17, 1–9.
- Roberts, F., O’Sullivan, P., 1949. Methods for egg counts and larval cultures for strongyles infecting the gastrointestinal tract of cattle. Australian Journal of Agricultural Research, 1, 99–103.
- Rodríguez, S., 2019. Evaluación del crecimiento y fisiología de un cultivo de “Viola” (Viola cornuta L.) en respuesta a diferentes compost de cama profunda de cerdo. Trabajo Final de Aplicación. Universidad Nacional de Luján, Buenos Aires, Argentina, pp.76. Disponible en repositorio institucional de Universidad Nacional de Luján.
- Rynk, R., 1992. Composting methods. In: Rink, R. (ed.), On-Farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Ithaca, New York, EE.UU pp.24–42.
- Ruggieri, L., Cadena, E., Martínez-Blanco, J., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X., Sanchez, A., 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. Journal of Cleaner Production, 17, 830-838.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. Bioresource Technology, 78, 301–308.
- SAS Institute Inc. 2015. SAS University edition virtual application. Cary, NC, USA. Disponible en: [http://www.sas.com/en\\_us/software/university-edition.html](http://www.sas.com/en_us/software/university-edition.html) Verificado: 10/1/2019

- SCyMA y SENASA (Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental y Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). 2019. Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost. Resolución Conjunta 1/19.
- Seymour, R.M., Bourdon, M., 2003. Nutrient movement from a windrow of dairy bedding/leaf mulch compost. In: Hatcher, K.J. (Ed.), Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference. Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia, pp.23-24.
- Sharpley, A., Moyer, B., 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1462-1469.
- SimaPro 8.3. 2008. Pré Consultants BV, Amersfoort, Netherlands.
- Sims, J.T., Wolf, D.C., 1994. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. *Advances in agronomy*, 52, 1-83.
- Smith, R. J., Hein, M. E., Greiner, T. H., 1979. Experimental methane production from animal excreta in pilot-scale and farm-size units. *Journal of Animal Science*, 48, 202-217.
- Smith, B.R., Fisher, P.R., Argo, W.R., 2004. Nutrient uptake in containergrown impatiens and Petunia in response to root substrate pH and applied micronutrient concentration. *HortScience*, 39, 1426-1431.
- Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, 14, 123–133.
- Solano, M.L., Iriarte, F., Ciria, P., Negro, M.J., 2001. SE—structure and environment performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. *Journal of Agricultural Engineering*, 79, 317–329.
- Soria-Fregoso, M. D. J., Ferrera Cerrato, R., Etchevers Barra, J., Alcántar González, G., Trinidad Santos, J., Borges Gómez, L., Pereyda Pérez, G., 2001. Producción de biofertilizantes mediante biodigestión de excreta líquida de cerdo. *Terra Latinoamericana*, 19, 354-361.
- Stanzo, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M., 2007. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*, 98, 2659–2670.
- Stentiford, E.I., 1996. Composting control: Principles and Practice. In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.) *The Sciences of Composting*. Springer, Dordrecht Glasgow, UK, pp.49-59.

- Sterrent, S.B., 2005. Los compost como sustratos para la horticultura en la producción de material de transplante. En: PJ Stoffella & BA Kahn. (Ed.) Utilización de Compost en los Sistemas de cultivo hortícola. Mundi Prensa, Washington, USA, pp.227-241
- Storino, F., 2016. Compostaje descentralizado de residuos orgánicos domiciliarios a pequeña escala - Estudio del proceso y del producto obtenido. Tesis Doctoral. Universidad Pública de Navarra. Madrid, España. Disponible en <https://academica-e.unavarra.es/xmlui/handle/2454/32173>. Verificado 15/3/2019.
- Strojny, Z., Nowak, J.S., 2001. Effect of different growing media on the growth of some bedding plants. International Symposium on Growing Media and Hydroponics, 644, 157-162.
- Sundberg, C., Smårs, S., Jonsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition of mesophilic to thermophilic phase in composting. Bioresource technology, 95, 145-150.
- Tam N.F.Y., Tiquia S.M., 1994. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. Resource Conservation Recycle, 11, 261–274.
- Tiquia, S. M., Tam, N. F. Y., Hodgkiss, I. J. 1996a. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. Bioresource Technology, 55, 201-206.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1996b. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. Environmental Pollution, 93, 249-256.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1997. Composting of spent pig litter at different seasonal temperatures in subtropical climate. Environmental Pollution, 98, 97-104.
- Tiquia, S. M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1998. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. Agriculture, ecosystems & environment, 67, 79-89.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., 1998. Composting of spent pig litter in turned and forced-aerated piles. Environmental Pollution, 99, 329-337
- Tiquia, S.M. and Tam, N.F.Y., 2000. Co-composting of spent pig litter and sludge with forced-aeration. Bioresource Technology, 72, 1–7.
- Tiquia SM., 2000. Evaluating toxicity of pig manure from the pigon-litter system. In: Warman PR and Taylor BR (Eds.) Proceedings of the International Composting Symposium. CBA Press. Nova Scotia, Canada, 625–647.
- Tiquia, S. M., Richard, T. L., Honeyman, M. S., 2002. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 62, 15-24.

- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y, 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry*, 37, 869-880.
- Tiquia, S.M., 2010. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere*, 79, 506–512.
- Titko, S.; Jessop, L.W.; Seymour, R.D.; Baker, J.D.; Blaylock, C.K.; L.J. Roussel. 1996. Mixing ratios in biosolids composting. *Biocycle*, 37, 66-68.
- TMECC. 2001. Test methods for the examination of composting and composts. (Ed.) Wayne Thompson. The US Composting Council. US Government printing office.
- Torres Usechi, J.I., 2016. Diseño de prototipo de un biorreactor de lecho fijo y tambor giratorio alimentado por energía fotovoltaica, para la producción de compost, a partir de azolla feliculoides y typha latifolia, de la laguna chocolate de una Cundinamarca. Tesis de Maestría. Universidad Libre, Bogotá, Colombia. Disponible en: <https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/8456/TESIS%20BIORREACTOR%20COMPOSTAJE.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Verificado: 11/4/2019.
- Troy, S. M., Nolan, T., Kwapinski, W., Leahy, J.J., Healy, M.G., Lawlor, P.G., 2012. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *Journal of environmental management*, 111, 70-77.
- Turan, N.G., 2009. Nitrogen availability in composted poultry litter using natural amendments. *Waste Management & Research*, 27, 19-24.
- Uicab-Brito, L.A., 2004. Producción de composta a partir de la cama utilizada en la engorda de cerdos. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Yucatán, Yucatán, México. Disponible en: <http://opac.uady.mx/opac/sisbiuadyOPAC.php#>
- USDA, USCC, 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. Edaphos International, Department of Agriculture and Composting Council, USA, Houston.
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge; final rules. 40 CFR Part 503 Subpart D. *Fed. Regist.* 58, 9398–9400.
- USEPA. 2007. Method 6010C. Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry.
- Valenzuela, O.R., Lallana, V.H., Guerrero, A., 1998. Caracterización física y química de lombricompostos originados a partir de residuos de conejeras, estiércol vacuno y residuos domiciliarios. *Revista Científica Agropecuaria*, 2, 45-48.
- Valenzuela, O.R., Gallardo, C.S., Carponi, M.S., Aranguren, M.E., Tabares, H.R., Barrera, M.C. 2014. PID 2117 Manejo de las propiedades físicas en sustratos regionales para el cultivo de plantas en contenedores. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento*, 4, 1-19

- Van Haaren, R., Themelis, N.J., Barlaz, M., 2010. LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management*, 30, 2649–2656.
- Varma, V.S., Kalamdhad, A.S., 2015. Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 2015–2024.
- Veeken, A., de Wilde, V., Hamelers, B., 1997. Passively aerated composting of straw-rich pig manure: effect of compost bed porosity. *Compost Science & Utilization*, 10, 114-128.
- Verdonck, O., 1983. Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. *Acta Horticulturae*, 150, 467–473.
- Vicari, M. P., 2012. Efluentes en producción porcina en Argentina: generación, impacto ambiental y posibles tratamientos. Trabajo final de Ingeniería en producción agropecuaria. Universidad Católica Argentina. Disponible en: <https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/319> Verificado: 8/3/2019
- Vukobratović, M., Lončarić, Z., Vukobratović, Ž., Mužić, M., 2018. Use of composted manure as substrate for lettuce and cucumber seedlings. *Waste and Biomass Valorization*, 9, 25-31.
- Wang, P., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J., 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 767–776.
- Wang, Q., Wang, Z., Awasthi, M. K., Jiang, Y., Li, R., Ren, X., Zhang, Z., 2016. Evaluation of medical stone amendment for the reduction of nitrogen loss and bioavailability of heavy metals during pig manure composting. *Bioresource Technology*, 220, 297-304.
- Webber, D.F., Mickelson, S.K., Whitman, B.D., Richard, T.L., Ahn, H.K., 2011. Livestock manure windrow composting runoff and infiltration characteristics from laboratory rainfall simulations. *Compost Science & Utilization*, 19, 6-14.
- Weinhold, F., Scharp, H.C., 1997. Tolerance of ornamental plants to salt, sodium and chloride in potting substrates containing compost made of separately collected organic residues. *Acta Horticulturae*, 450, 221–228.
- Wong, M. H., Cheung, Y. H., Cheung, C. L. 1983. The effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on seed germination and root elongation of *Brassica parachinensis*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 30, 109-123.

- WRAP Waste and Resources Action Program. 2011. Guidelines for the specification of quality compost for use in growing media. Disponible en: [www.wrap.org.uk](http://www.wrap.org.uk). Verificado: 11/02/2019
- Yanez, R., Alonso, J.L., Diaz, M.J., 2009. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresour. Technol.*, 100, 5827–5833.
- Young, B.J., Riera, N.I., Beily, M.E., Bres, P.A., Crespo, D.C., Ronco, A.E., 2012. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and environmental Safety* 76, 182–186.
- Young, B.J., Rizzo, P.F., Riera, N.I., Torre, V.D., López, V.A., Molina, C.D., Fernández, F.E., Crespo, D.C., Barrena, R., Komilis, 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
- Zhang, Y.S., Werner, W., Scherer, H.W., Sun, X., 1994. Effect of organic manure on organic phosphorus fractions in two paddy soils. *Biology and Fertility of Soils*, 17, 64-68.
- Zhang, Y., He, Y., 2006. Co-composting solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. *Bioresour. Technol.*, 97, 2024–2031
- Zhang, F., Li, Y., Yang, M., & Li, W., 2012. Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 2658-2668.
- Zhang, L., Sun, X., 2014. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresour. Technol.*, 171, 274-284.
- Zhang, L.P., Sheng, J., Zhang, Y.F., Chen, L.G., Sun, G.F., Zheng, J.C., 2016. Ammonia and greenhouse gas emissions from different types of deep litter used for pig rearing. *Livestock Science*, 188, 166-173.
- Zheljazkov, V.D., Stratton, G.W., Pincock, J., Butler, S., Jeliaskova, E.A., Nedkov, N.K., Gerard, P.D., 2009. Wool-waste as organic nutrient source for container-grown plants. *Waste Management*, 29, 2160-2164.
- Zhu, N., Deng, C., Xiong, Y., Qian, H., 2004. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Bioresour. Technol.*, 95, 319-326.
- Zhu, Y., Johnson, T.A., Su, J., Qiao, M., Guo, G., Stedtfeld, R.D., Hashsham, S.A., Tiedje, J.M., 2013. Diverse and abundant antibiotic resistance genes in Chinese swine farms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 3435-3440

- Ziemer, C.J., Bonner, J.M., Cole, D., Vinjé, J., Constantini, V., Goyal, S., Gramer, M., Mackie, R., Meng, X.J., Myers, G., Saif, L.S., 2010. Fate and transport of zoonotic, bacterial, viral, and parasitic pathogens during swine manure treatment, storage, and land application. *Journal of Animal Science*, 88, 84-94.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22, 54–57.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., De Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R. (ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier, London, UK, pp.73–86.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L’Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.) *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, London, UK, pp.30–50.
- Zumbado, L., de Oliveira, J. B., Chacón, F., Hernández, J., Quirós, L., Murillo, J., 2009. Identificación de parásitos gastrointestinales en granjas porcinas y pérdidas económicas por decomiso de hígados parasitados por *Ascaris suum* en mataderos de Costa Rica. *Revista Electrónica Veterinaria*, 27, 7-21.

## 9. ANEXOS

### ANEXO I: Fotos de trabajo de campo



Foto 2: Interior del túnel de cama profunda



Foto 1: Estructura del túnel de cama profunda



Foto 4: Impermeabilización del área de compostaje



Foto 5: Armado de las pilas de compostaje



Foto 6: Pilas de compostaje a campo



Foto 7: Removedora de compost sobre pila de compostaje



Foto 8 y 9: Aireador e instalación eléctrica del sistema de compostaje con aireación forzada



Foto 10: Pilas de compostaje a campo

Foto 11: Pila con termómetro



Foto 12: obtención de elutriados para evaluaciones de toxicidad



Foto 13: Evaluación de toxicidad en semillas de lechuga

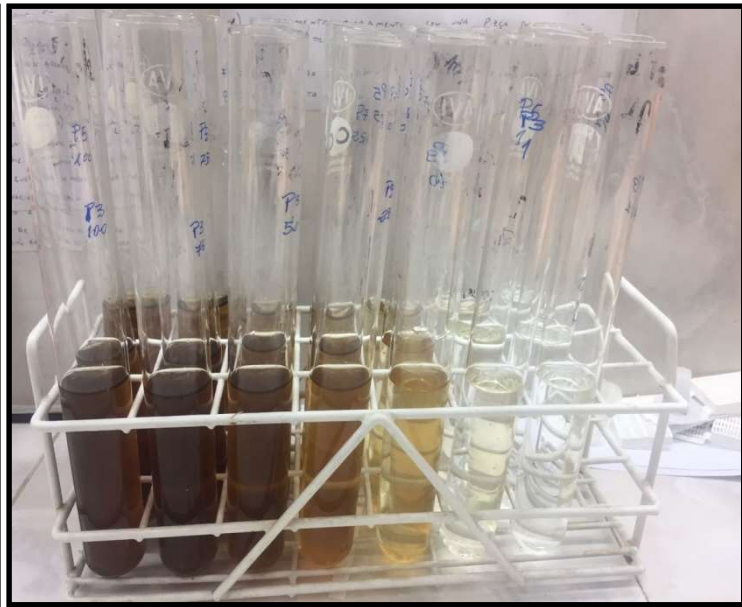


Foto 14: Evaluación de toxicidad en *Daphnia magna*



Foto 15: Equipo de respiración estática utilizado para medir el consumo de oxígeno

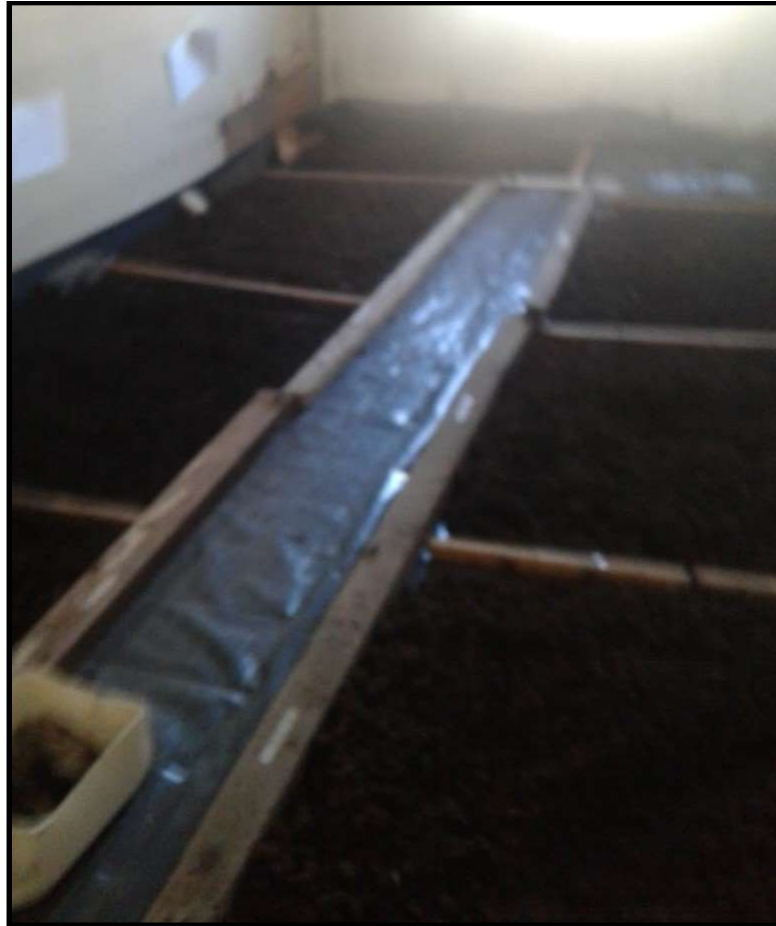


Foto 16: Playa de secado de compost



Foto 17: Instrumento para medir granulometría



Foto 18: Tamaño de partículas de sustratos con 20% de compost aireado mecánicamente



Foto 19: Plantas de petunia con 20% de compost en los sustratos



Foto 20: Petunias con 50% de compost en los sustratos



Foto 21: Petunias con compost obtenido por aireación forzada



Foto 22: Petunias con compost obtenido por aireación mecánica



Foto 23: Plantas desarrolladas sobre un sustrato con compost obtenido por aireación natural



Foto 24: Desarrollo de raíces en un sustrato con compost obtenido por aireación forzada



Foto 25: Desarrollo de raíces en un sustrato con 50% de compost

ANEXO II: Niveles de probabilidad de los test F y de cada uno de los contrastes para los análisis longitudinales de la evolución de las distintas variables durante el compostaje

Variable: pH Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	3.18	1.59	0.2042	0.3106
<b>Tratamiento</b>	2	4	53.42	26.71	<.0001	0.0049
<b>Tiempo</b>	3	18	461.36	153.79	<.0001	<.0001
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	18	60.49	10.08	<.0001	<.0001

Variable: pH Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=1)	1	4	11.61	0.0271
AF vs AM (Tiempo=1)	1	4	1.29	0.3196
AN vs AM (Tiempo=1)	1	4	5.16	0.0856
AF vs AN (Tiempo=2)	1	4	10.01	0.0340
AF vs AM (Tiempo=2)	1	4	40.94	0.0031
AN vs AM (Tiempo=2)	1	4	91.46	0.0007
AF vs AN (Tiempo=3)	1	4	0.23	0.6555
AF vs AM (Tiempo=3)	1	4	9.11	0.0392
AN vs AM (Tiempo=3)	1	4	6.44	0.0642
AF vs AN (Tiempo=4)	1	4	0.32	0.6044
AF vs AM (Tiempo=4)	1	4	1.34	0.3120
AN vs AM (Tiempo=4)	1	4	0.35	0.5842
T1 vs T2 (AF)	1	4	12.03	0.0256
T1 vs T3 (AF)	1	4	0.10	0.7672
T1 vs T4 (AF)	1	4	18.20	0.0130
T2 vs T3 (AF)	1	4	23.79	0.0082
T2 vs T4 (AF)	1	4	0.01	0.9109
T3 vs T4 (AF)	1	4	11.00	0.0295
T1 vs T2 (AN)	1	4	3.87	0.1206
T1 vs T3 (AN)	1	4	28.74	0.0058
T1 vs T4 (AN)	1	4	0.43	0.5457

Variable: pH Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
T2 vs T3 (AN)	1	4	55.34	0.0017
T2 vs T4 (AN)	1	4	1.10	0.3529
T3 vs T4 (AN)	1	4	14.28	0.0194
T1 vs T2 (AM)	1	4	3.52	0.1337
T1 vs T3 (AM)	1	4	3.52	0.1340
T1 vs T4 (AM)	1	4	22.75	0.0088
T2 vs T3 (AM)	1	4	19.06	0.0120
T2 vs T4 (AM)	1	4	16.13	0.0159
T3 vs T4 (AM)	1	4	7.79	0.0493

Variable: CE Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	3.18	1.59	0.2042	0.3106
<b>Tratamiento</b>	2	4	53.42	26.71	<.0001	0.0049
<b>Tiempo</b>	3	18	461.36	153.79	<.0001	<.0001
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	18	60.49	10.08	<.0001	<.0001

Variable: CE Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=1)	1	18	4.97	0.0387
AF vs AM (Tiempo=1)	1	18	0.03	0.8539
AN vs AM (Tiempo=1)	1	18	5.84	0.0265
AF vs AN (Tiempo=2)	1	18	9.02	0.0076
AF vs AM (Tiempo=2)	1	18	1.87	0.1882
AN vs AM (Tiempo=2)	1	18	2.68	0.1192
AF vs AN (Tiempo=3)	1	18	0.23	0.6401
AF vs AM (Tiempo=3)	1	18	13.18	0.0019
AN vs AM (Tiempo=3)	1	18	16.86	0.0007
AF vs AN (Tiempo=4)	1	18	4.56	0.0467
AF vs AM (Tiempo=4)	1	18	59.05	<.0001

Variable: CE Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AN vs AM (Tiempo=4)	1	18	30.80	<.0001
T1 vs T2 (AF)	1	18	47.62	<.0001
T1 vs T3 (AF)	1	18	56.40	<.0001
T1 vs T4 (AF)	1	18	58.96	<.0001
T2 vs T3 (AF)	1	18	0.04	0.8385
T2 vs T4 (AF)	1	18	0.05	0.8332
T3 vs T4 (AF)	1	18	0.11	0.7408
T1 vs T2 (AN)	1	18	63.38	<.0001
T1 vs T3 (AN)	1	18	96.18	<.0001
T1 vs T4 (AN)	1	18	135.52	<.0001
T2 vs T3 (AN)	1	18	2.50	0.1312
T2 vs T4 (AN)	1	18	28.77	<.0001
T3 vs T4 (AN)	1	18	2.00	0.1747
T1 vs T2 (AM)	1	18	36.02	<.0001
T1 vs T3 (AM)	1	18	111.28	<.0001
T1 vs T4 (AM)	1	18	127.42	<.0001
T2 vs T3 (AM)	1	18	24.02	0.0001
T2 vs T4 (AM)	1	18	82.97	<.0001
T3 vs T4 (AM)	1	18	0.01	0.9181

Variable: MO Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
Bloque	2	4	3.18	1.59	0.2042	0.3106
Tratamiento	2	4	53.42	26.71	<.0001	0.0049
Tiempo	3	18	461.36	153.79	<.0001	<.0001
Tratamiento*tiempo	6	18	60.49	10.08	<.0001	<.0001

Variable: MO Contrastes				
Etiqueta	DF Núm.	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN	1	4	0.04	0.8601
AF vs AM	1	4	4.83	0.0929
AN vs AM	1	4	5.69	0.0756
T1 vs T2	1	4	127.78	0.0003
T1 vs T3	1	4	104.48	0.0005
T1 vs T4	1	4	135.56	0.0003
T2 vs T3	1	4	19.40	0.0117
T2 vs T4	1	4	14.02	0.0201
T3 vs T4	1	4	0.02	0.8956

Variable: NK Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	10.10	5.05	0.0064	0.0804
<b>Tratamiento</b>	2	4	63.88	31.94	<.0001	0.0035
<b>Tiempo</b>	3	18	124.87	41.62	<.0001	<.0001
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	18	9.42	1.57	0.1513	0.2128

Variable: NK Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN	1	4	0.04	0.8601
AF vs AM	1	4	4.83	0.0929
AN vs AM	1	4	5.69	0.0756
T1 vs T2	1	4	127.78	0.0003
T1 vs T3	1	4	104.48	0.0005
T1 vs T4	1	4	135.56	0.0003
T2 vs T3	1	4	19.40	0.0117
T2 vs T4	1	4	14.02	0.0201
T3 vs T4	1	4	0.02	0.8956

Variable: P disponible Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Num	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	6.25	3.13	0.0439	0.1522
<b>Tratamiento</b>	2	4	1.39	0.69	0.4994	0.5510
<b>Tiempo</b>	3	4	357.40	119.13	<.0001	0.0002
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	4	70.51	11.75	<.0001	0.0161

Variable P disponible Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=1)	1	4	0.10	0.7682
AF vs AM(Tiempo=1)	1	4	1.78	0.2536
AN vs AM(Tiempo=1)	1	4	1.03	0.3667
AF vs AN (Tiempo=2)	1	4	0.36	0.5830
AF vs AM (Tiempo=2)	1	4	0.00	0.9561
AN vs AM (Tiempo=2)	1	4	0.43	0.5483
AF vs AN (Tiempo=3)	1	4	0.88	0.4013
AF vs AM (Tiempo=3)	1	4	2.58	0.1837
AN vs AM(Tiempo=3)	1	4	6.47	0.0638
AF vs AN (Tiempo=4)	1	4	6.32	0.0657
AF vs AM (Tiempo=4)	1	4	0.00	0.9498
AN vs AM(Tiempo=4)	1	4	5.99	0.0706
T1 vs T2 (AF)	1	4	5.56	0.0778
T1 vs T3 (AF)	1	4	11.69	0.0268
T1 vs T4 (AF)	1	4	24.95	0.0075
T2 vs T3 (AF)	1	4	2.29	0.2051
T2 vs T4 (AF)	1	4	2.49	0.1897
T3 vs T4 (AF)	1	4	0.19	0.6850
T1 vs T2 (AN)	1	4	6.23	0.0671
T1 vs T3 (AN)	1	4	9.95	0.0344
T1 vs T4 (AN)	1	4	12.78	0.0233
T2 vs T3 (AN)	1	4	0.26	0.6344
T2 vs T4 (AN)	1	4	0.30	0.6154

Variable P disponible Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
T3 vs T4 (AN)	1	4	0.83	0.4138
T1 vs T2 (AM)	1	4	17.26	0.0142
T1 vs T3 (AM)	1	4	46.14	0.0025
T1 vs T4 (AM)	1	4	60.37	0.0015
T2 vs T3 (AM)	1	4	20.05	0.0110
T2 vs T4 (AM)	1	4	2.10	0.2210
T3 vs T4 (AM)	1	4	3.50	0.1348

Variable: densidad Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	4.28	2.14	0.1178	0.2335
<b>Tratamiento</b>	2	4	397.83	198.91	<.0001	<.0001
<b>Tiempo</b>	3	18	200.73	66.91	<.0001	<.0001
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	18	34.12	5.69	<.0001	0.0018

Variable: densidad Contrastes				
Etiqueta	DF Núm.	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=1)	1	4	0.10	0.7682
AF vs AM (Tiempo=1)	1	4	1.78	0.2536
AN vs AM (Tiempo=1)	1	4	1.03	0.3667
AF vs AN (Tiempo=2)	1	4	0.36	0.5830
AF vs AM (Tiempo=2)	1	4	0.00	0.9561
AN vs AM (Tiempo=2)	1	4	0.43	0.5483
AF vs AN (Tiempo=3)	1	4	0.88	0.4013
AF vs AM (Tiempo=3)	1	4	2.58	0.1837
AN vs AM (Tiempo=3)	1	4	6.47	0.0638
AF vs AN (Tiempo=4)	1	4	6.32	0.0657
AF vs AM (Tiempo=4)	1	4	0.00	0.9498
AN vs AM (Tiempo=4)	1	4	5.99	0.0706
T1 vs T2 (AF)	1	4	5.56	0.0778
T1 vs T3 (AF)	1	4	11.69	0.0268

Variable: densidad Contrastes				
Etiqueta	DF Núm.	Den DF	Valor F	Pr > F
T1 vs T4 (AF)	1	4	24.95	0.0075
T2 vs T3 (AF)	1	4	2.29	0.2051
T2 vs T4 (AF)	1	4	2.49	0.1897
T3 vs T4 (AF)	1	4	0.19	0.6850
T1 vs T2 (AN)	1	4	6.23	0.0671
T1 vs T3 (AN)	1	4	9.95	0.0344
T1 vs T4 (AN)	1	4	12.78	0.0233
T2 vs T3 (AN)	1	4	0.26	0.6344
T2 vs T4 (AN)	1	4	0.30	0.6154
T3 vs T4 (AN)	1	4	0.83	0.4138
T1 vs T2 (AM)	1	4	17.26	0.0142
T1 vs T3 (AM)	1	4	46.14	0.0025
T1 vs T4 (AM)	1	4	60.37	0.0015
T2 vs T3 (AM)	1	4	20.05	0.0110
T2 vs T4 (AM)	1	4	2.10	0.2210
T3 vs T4 (AM)	1	4	3.50	0.1348

Variable: IRE Test de tipo 3 de efectos fijos						
Efecto	DF Núm.	Den DF	Chi-cuadrado	Valor F	Pr > ChiSq	Pr > F
<b>Bloque</b>	2	4	3.95	1.98	0.1387	0.2531
<b>Tratamiento</b>	2	4	72.33	36.16	<.0001	0.0027
<b>Tiempo</b>	3	18	230.05	76.68	<.0001	<.0001
<b>Tratamiento*tiempo</b>	6	18	19.86	3.31	0.0029	0.0225

Variable: IRE Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=1)	1	18	0.82	0.3781
AF vs AM (Tiempo=1)	1	18	2.59	0.1252
AN vs AM (Tiempo=1)	1	18	0.50	0.4901

Variable: IRE Contrastes				
Etiqueta	DF Num	Den DF	Valor F	Pr > F
AF vs AN (Tiempo=2)	1	18	21.30	0.0002
AF vs AM (Tiempo=2)	1	18	13.53	0.0017
AN vs AM (Tiempo=2)	1	18	0.88	0.3611
AF vs AN (Tiempo=3)	1	18	15.70	0.0009
AF vs AM (Tiempo=3)	1	18	11.61	0.0031
AN vs AM (Tiempo=3)	1	18	0.31	0.5854
AF vs AN (Tiempo=4)	1	18	7.71	0.0124
AF vs AM (Tiempo=4)	1	18	6.80	0.0178
AN vs AM (Tiempo=4)	1	18	0.03	0.8670
T1 vs T2 (AF)	1	18	3.80	0.0669
T1 vs T3 (AF)	1	18	25.82	<.0001
T1 vs T4 (AF)	1	18	43.67	<.0001
T2 vs T3 (AF)	1	18	4.16	0.0563
T2 vs T4 (AF)	1	18	35.62	<.0001
T3 vs T4 (AF)	1	18	6.11	0.0236
T1 vs T2 (AN)	1	18	18.00	0.0005
T1 vs T3 (AN)	1	18	49.24	<.0001
T1 vs T4 (AN)	1	18	43.18	<.0001
T2 vs T3 (AN)	1	18	0.59	0.4535
T2 vs T4 (AN)	1	18	1.22	0.2846
T3 vs T4 (AN)	1	18	0.01	0.9210
T1 vs T2 (AM)	1	18	8.63	0.0088
T1 vs T3 (AM)	1	18	31.37	<.0001
T1 vs T4 (AM)	1	18	31.17	<.0001
T2 vs T3 (AM)	1	18	1.46	0.2432
T2 vs T4 (AM)	1	18	5.46	0.0312
T3 vs T4 (AM)	1	18	0.15	0.7052